

Ministère de l'Outre-Mer 2007-2008 :

Structuration écologique et bilan des processus biogéochimiques au sein d'une mangrove «atelier» (Baie de Téremba, Nouvelle-Calédonie)

- Impact potentiel des effluents de la crevetticulture.

Responsable de l'Opération : Cyril Marchand (IRD)

Participants :

- Michel Allenbach (Université de la Nouvelle-Calédonie)
- Elisabeth Lallier-Vergès (Institut des Sciences de la Terre d'Orléans)
- Luc Della Patrona (IFREMER)
- Sabrina Virly (SVC)
- Clément Rataud (stagiaire Master Université de Bretagne Occidentale)



SOMMAIRE

INTRODUCTION : CONTEXTE, PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE	1
I Contexte de l'étude et problématique	1
II Objectifs du projet	3
PREMIERE PARTIE : GENERALITES INTRODUCTIVES A PROPOS DE LA NOUVELLE-CALEDONIE ET DES MANGROVES	4
I Généralités à propos de la Nouvelle-Calédonie	4
II Généralités à propos de la mangrove	5
II.1 L'écosystème mangrove et sa valeur écologique dans le Monde et en Océanie	5
II.2 Mangrove en Nouvelle-Calédonie	8
II. 3 Présentation du site d'étude	9
SECONDE PARTIE : CARACTERISATION STRUCTURALE DE LA MANGROVE	12
I Introduction	12
II Méthodologie	13
III Résultats	18
IV Discussion et conclusions	25
TROISIEME PARTIE : BILAN DES PROCESSUS GEOCHIMIQUES AU SEIN DES SEDIMENTS DE MANGROVE	26
A : Dynamique des différentes formes azotées	26
I Synthèse bibliographique sur le cycle de l'azote	26
I.1 Processus général du cycle de l'azote	27
I.2 Les spécificités du cycle de l'azote au sein de la mangrove	30
II Distribution des différentes formes d'azote dans les eaux interstitielles des sédiments d'une mangrove recevant des effluents de la crevetticulture. <i>Influence du type de végétation</i>	34
II.1 Méthode de travail	34
II.2 Résultats des prélèvements de carottes de sédiments	36

III Prélèvements et analyses d'eau libre	44
3.1- Description des sites de prélèvement et méthode de travail	44
3.2 Résultats des prélèvements d'eau libre	46
IV Discussion sur la distribution des différentes formes d'azote dans les eaux interstitielles d'une mangrove recevant les effluents de la crevetticulture et sur le rôle des palétuviers	47
4.1- Variabilité des paramètres physico-chimiques dans les eaux interstitielles des sédiments de mangrove	47
4.2- Variabilité des différentes formes d'azote dans les eaux interstitielles des sédiments de mangrove	50
4.3- Variabilité de la qualité des eaux libres	53
4.4- Discussion sur l'influence du type de végétation et sur l'influence de l'eau provenant de l'élevage crevettier	55
B : Dynamique du carbone et des métaux lourds	59
I. Méthodologie	59
II. Résultats et Discussions	59
2.1 Zone de tanne	59
2.2 Zone à <i>Avicennia</i>	63
2.3 Zone à <i>Rhizophora</i> morts	65
2.4 Zone à <i>Rhizophora</i>	67
2.5 Le bassin	69
QUATRIEME PARTIE : EVALUATION DE L'INTERET DU COMPARTIMENT MEIOFAUNIQUE COMME INDICATEUR DE PERTURBATION POTENTIELLE DES EFFLUENTS AQUACOLES	73
I. Introduction	73
II. Matériel et méthodes	74
2.1 Zone et période d'étude	74
2.2 Biomasse méiofaunique	74
III. Résultats	75
3.1 Abondance et biomasse de la méiofaune	75
3.2 Paramètres physico-chimiques	82

IV. Discussion	83
V. Perspectives	85
CINQUIEME PARTIE : ACTIVITE CREVETTIERE ET ETUDE DES SOLUTIONS DE GESTION DES EFFLUENTS	86
I. La crevetticulture en Nouvelle-Calédonie	86
1.1 Acteurs, poids social et poids économique de l'activité crevette en Nouvelle-Calédonie	86
1.2 Fonctionnement de l'activité crevette en Nouvelle-Calédonie	87
II. Les effluents de la crevetticulture	89
2.1 Fonctionnement écologique général d'un bassin d'élevage (cycle de l'azote)	89
2.2 Qualité et quantité des effluents des bassins d'élevage	90
2.3 Renouvellement en eau des bassins d'élevage et quantité d'effluents	91
III. Bibliographique sur les normes et techniques de gestion des effluents aquacoles	91
3.1 Réglementation française à propos des rejets aquacoles	91
3.2 Consortium international à propos des relations entre les fermes crevette et l'environnement	92
3.3 Best Management Practices (BMPs)	92
3.4 Utilisation d'engrais	93
3.5 L'alimentation	93
3.6 Le renouvellement en eau des bassins	94
3.7 L'aération mécanique des bassins	96
3.8 Traitement des effluents par moyens techniques et mécaniques	96
3.9 Traitement des effluents par utilisation de processus naturels	98
3.10 Traitement des effluents par utilisation du rôle de filtre de la mangrove	100
3.11 Règlement au niveau international et national	100
IV Discussion, faisabilité	101
SIXIEME PARTIE : CONNAISSANCES ET PERCEPTIONS À PROPOS DE LA MANGROVE ET DES EFFLUENTS DE LA CREVETTICULTURE PAR LES ELEVEURS DE CREVETTES DE NOUVELLE-CALEDONIE	102

I. Contexte d'application de l'enquête	102
II. Objectifs et méthodologie de l'enquête	103
III. Résultats	103
3.1. Données à propos de la filière crevette en Nouvelle-Calédonie	104
3.2. Récurrences et différences des réponses	106
3.3. Distinction de groupes et caractéristiques	109
4. Discussion	110
SYNTHESE ET PERSPECTIVES	113
REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES	117

INTRODUCTION

CONTEXTE, PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS DE L'ETUDE

I- Contexte de l'étude et problématique

Du fait de la croissance démographique, d'une urbanisation accrue, de l'expansion des activités industrielles, de la prospection et de l'exploitation des ressources naturelles, les environnements côtiers, qui revêtent une importance capitale aussi bien au niveau écologique qu'économique, subissent des dégradations des plus préoccupantes. En milieu tropical, la mangrove est un écosystème spécifique de la zone intertidale, ayant développé des capacités d'adaptation à des conditions extrêmement sélectives. Elle occupe près de 75 % des littoraux tropicaux (Day *et al.*, 1987) pour une surface de l'ordre de 18 millions d'hectares (Spalding *et al.*, 1997). Du fait de ces propriétés physiques et écologiques, elle joue un rôle essentiel dans la conservation des littoraux tropicaux. Tout d'abord, en diminuant l'énergie des vagues et en modifiant les hydrocirculations, elle stabilise le trait de côte et sert de barrière contre l'érosion (Wolansky, 1992). Par ailleurs, la mangrove est, avec la forêt tropicale humide, un des écosystèmes les plus productifs en domaine terrestre (Huc, 1980); elle est donc à la base du cycle des nutriments en milieu côtier, et revêt ainsi une importance capitale pour l'industrie de la pêche. Elle possède également une valeur refuge et abrite une grande biodiversité animale. Les ressources fournies par la mangrove sont précieuses et les utilisations traditionnelles ainsi que leur rôle dans la culture des communautés littorales sont nombreuses (Walsh, 1977, Bandaranayake, 1998).

La caractéristique majeure des mangroves calédoniennes est leur association avec la plus longue barrière récifale continue au monde. En effet, la Nouvelle-Calédonie est bordée par un récif barrière long de 1 600 km, délimitant un lagon de plus de 20 000 km². Les mangroves couvrent au total une superficie de plus de 25 000 ha (35 000 ha en prenant en compte les tannes), sur près de 80 % du littoral occidental et 14 % du littoral oriental. Les mangroves calédoniennes sont caractérisées par de

nombreuses espèces de palétuviers, dont le développement et la structuration spatiale sont fonction des paramètres édaphiques du substrat (Baltzer, 1969). Ainsi, il existe des zones plus ou moins distinctes parallèles au trait de côte, chacune dominée par une espèce végétale différente. Dans le détail, la zonation des mangroves se manifeste souvent comme une mosaïque qui varie suivant les interactions physiques, biologiques et chimiques qui s'établissent entre plante et substrat dans une zone donnée. La succession des espèces végétales, résultat des variations de zonation, a été étudiée et débattue depuis de nombreuses années, malheureusement peu de modèles cohérents de dynamique des populations végétales ont pu être mis en évidence. Par ailleurs, les besoins écologiques de nombreuses espèces restent ambigus, et des résultats contradictoires ont été démontrés suivant les zones d'étude.

En Nouvelle-Calédonie, les mangroves subissent des pressions naturelles et anthropiques importantes. La connaissance de la mangrove en Nouvelle-Calédonie provient essentiellement des travaux de F. Baltzer, datant des années 70, et qui concernent principalement certains aspects de la diagenèse et la répartition spatiale des espèces sur certaines zones du littoral. Du fait du développement industriel de la Calédonie et de l'importance de la mangrove dans la conservation du lagon, désormais partiellement classé au Patrimoine mondial de l'Humanité par l'UNESCO, il apparaît indispensable d'adapter et de compléter cette connaissance. Pour cela, les différents instituts de recherche présents sur le sol calédonien (UNC, IRD, IFREMER, IAC, ...) ont souhaité développer sur le long terme un programme de recherche pluridisciplinaire et international visant à mieux comprendre le fonctionnement de cet écosystème spécifique afin de mieux le préserver et donc de préserver le lagon mais également afin de permettre aux populations locales de poursuivre leurs utilisations traditionnelles de la mangrove. A terme, nous souhaitons : i) déterminer la dynamique des populations végétales à travers les structures démographiques et spatiales ainsi que l'organisation spatiale et temporelle de la diversité génétique, ii) délivrer un modèle quantifié du rôle de la mangrove dans les processus de transfert de métaux et de matières organiques entre l'île et le lagon, iii) donner des méthodes de suivi environnemental qui permettront à tous moments d'effectuer des bilans. Dans un premier temps, nous avons proposé, dans le cadre de l'appel à projet de recherche 2006 du Ministère de l'Outre-Mer, d'étudier la structuration et le fonctionnement écologique et biogéochimique d'une mangrove caractérisée par une zonation spécifique de différentes espèces de palétuviers, et soumise à l'influence des effluents de la crevetticulture.

La crevetticulture est une des activités ayant causée le plus de dommages aux mangroves de par le monde. Il s'agit d'une activité en pleine expansion : 840 200 tonnes ont été produites en 1998 et 2 540 000 tonnes en 2006 (FAO). Les principaux pays producteurs sont asiatiques, notamment la Thaïlande. Le continent d'Amérique Latine vient en seconde position. En Nouvelle-Calédonie l'aquaculture de la crevette est une activité d'importance d'un point de vue économique. Certes loin derrière l'activité minière liée au nickel, mais elle représente la seconde activité exportatrice néo-calédonienne. La crevette élevée en Nouvelle-Calédonie est reconnue comme « une référence de qualité » par les plus fins connaisseurs. Cette qualité est décrite suivant différents critères. Le premier concerne bien sûr le produit lui-même : sa couleur, son goût, sa saveur. Le second quant à lui fait référence au respect de l'environnement, la filière crevettière calédonienne à travers la Société des Producteurs Aquacoles de Nouvelle-Calédonie (SOPAC) se présente elle-même comme respectueuse, notamment de la mangrove : « [...] les fermes aquacoles respectent l'écosystème calédonien, en particulier la mangrove ». En Nouvelle-Calédonie, les fermes aquacoles sont construites sur les tannes. Ces zones d'arrière mangrove sont sursalées et quasiment dénuées de végétation. Grâce à cette pratique, la mangrove n'est pas détruite et remplacée par les bassins de production comme c'est souvent le cas dans les pays asiatiques par exemple. De ce point de vue, la crevetticulture calédonienne est effectivement respectueuse de l'écosystème mangrove.

Cependant la crevetticulture rejette quotidiennement ses effluents dans le milieu naturel, c'est donc une activité en lien direct avec l'environnement. Cette caractéristique engendre des effets sur la mangrove et, qu'ils soient positifs ou négatifs, ils doivent être évalués. Un programme ZoNéCo (Zone Economique de Nouvelle-Calédonie) a permis de financer différentes études à propos des relations entre la crevetticulture et les mangroves. En Juin 2005, a été rendu un rapport d' « Evaluation de l'impact de l'aquaculture de crevettes sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie » (VIRLY, 2005). Celui-ci a permis de reconnaître une modification de la structure et de la répartition des différents palétuviers dans les mangroves soumises à des effluents. Notre démarche s'inscrit dans le prolongement de ces études.

II- Objectifs du projet

Le présent projet de recherche est divisée en 5 axes qui concernent : i) la structuration de l'écosystème, ii) le fonctionnement biogéochimique du substrat, iii) la distribution de la méiofaune, iv) les possibilités d'aménagement, v) la perception des éleveurs.

Nous répondons aux questions suivantes :

- Quelle est la structuration de la mangrove étudiée et quelle est l'influence des paramètres environnementaux sur cette structure?
- Quels sont les processus biogéochimiques majeurs se déroulant dans la mangrove ?
- Quelles sont les influences réciproques entre les palétuviers et la géochimie du substrat?
- Quel est l'impact des effluents de la crevetticulture sur le fonctionnement biogéochimique de la mangrove?
- Existe-t-il des possibilités d'aménagement pour une meilleure gestion des effluents ?
- Ces aménagements sont-ils nécessaires et applicables en Nouvelle-Calédonie ?
- Quelle est la perception des éleveurs vis-à-vis de la mangrove et des effluents ?

Le présent rapport est constitué de six parties. Dans la 1^{ère} partie, nous donnons quelques généralités introductives sur la mangrove, et plus spécifiquement sur la mangrove de Nouvelle-Calédonie, ainsi que sur notre site d'étude. La 2^{nde} partie est consacrée à l'évaluation de la biodiversité végétale ainsi qu'à la caractérisation de la structure de la formation de mangrove étudiée. La 3^{ème} partie est consacrée à l'étude de la géochimie des sédiments de mangrove, cette section est divisée en 2 sous-parties, l'une concernant les formes azotées, l'autre concernant le carbone et les métaux lourds. La 4^{ème} partie concerne l'étude des assemblages méio-benthiques, qui réagissent fortement à des perturbations de type organique. La 5^{ème} partie est dédiée à la crevetticulture et à l'inventaire de solutions de gestion des effluents. Cette partie comprend quatre sections. La 1^{ère} section a pour vocation de présenter les caractéristiques de la filière crevettière de Nouvelle-Calédonie. La 2^{nde} section donne les caractéristiques des effluents crevettiers. La 3^{ème} section est le résultat des recherches bibliographiques sur les moyens de gestion des effluents. Enfin la 4^{ème} section est une discussion de faisabilité sur ces moyens de gestion. La 6^{ème} partie de ce rapport, intègre les aspects sociologiques des connaissances et des perceptions des éleveurs à propos de la mangrove et des effluents.

Dans la synthèse générale de ce rapport, nous proposerons dans un premier temps des conclusions à propos de la géochimie des sédiments de mangrove et des différents facteurs forçants. Dans un second temps, nous serons amenés à prendre en compte les résultats de l'étude sociologique dans le but de mener une réflexion sur les différents moyens de gestion des effluents applicables en Nouvelle-Calédonie.

PREMIERE PARTIE

GENERALITES INTRODUCTIVES A PROPOS DE LA NOUVELLE-CALEDONIE ET DES MANGROVES

I Généralités à propos de la Nouvelle-Calédonie

La Nouvelle-Calédonie est située dans l'Océan Pacifique mélanésien, à l'est de l'Australie, dans la zone intertropicale entre 20° et 22°50 de latitude Sud, et entre 164° et 168° de longitude Est. C'est un archipel constitué d'une île principale (la Grande Terre), des Iles Loyautés ainsi que de très nombreux îlots. La Grande Terre s'étire sur environ 400 km de long et est large de 50 à 70 km pour une superficie de 16890 km². Elle est orientée nord-ouest / sud-est (fig. 1).

La Nouvelle-Calédonie est une collectivité française unique en son genre, dite *sui generis* c'est-à-dire qu'elle bénéficie d'un statut particulier lui conférant plus d'autonomie qu'aux autres collectivités d'Outre-Mer françaises. Administrativement en Nouvelle-Calédonie, il existe trois provinces : deux d'entre elles séparent la

Grande Terre en moitié (la Province Sud et la Province Nord), la troisième province regroupe les îles Loyautés.

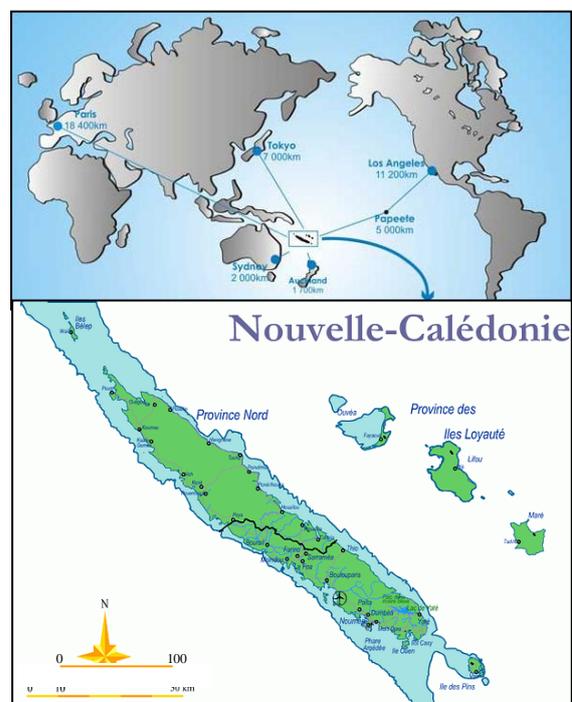


Fig. 1 : Localisation de la Nouvelle-Calédonie

L'île principale de la Nouvelle-Calédonie est entourée du plus grand lagon du monde grâce au récif barrière long de 1600 kilomètres. La protection par la barrière récifale permet de préserver le littoral de la houle.

D'un point de vue du relief, l'île de la Grande Terre est traversée en son centre et cependant plutôt décalée vers l'est, par une chaîne montagneuse relativement haute ; le Mont Panié à 1600 mètres d'altitude en est le point culminant. On observe une différence forte entre la côte ouest et la côte est : la côte ouest est nettement moins accidentée que la côte est de la Grande Terre.

D'un point de vue climatique, la Nouvelle-Calédonie bénéficie d'un climat relativement tempéré malgré sa situation intertropicale. Ceci est dû à son caractère géographiquement isolé et océanique sous influence des alizés. Le climat est donc de type tropical océanique. Selon Météo France on peut distinguer 4 saisons : celle de décembre à mars est la plus perturbée, elle est appelée « saison des cyclones ». Pendant avril et mai, on observe une saison de transition pendant laquelle la température et la pluviosité diminuent. De juin à août c'est la saison fraîche qui peut s'accompagner de tempêtes provenant du sud-ouest. Enfin la période de septembre à novembre est une autre saison de transition pendant laquelle la ceinture anticyclonique subtropicale est la plus large, c'est la saison la plus sèche. La Nouvelle-Calédonie subit également le cycle ENSO (El Niño Southern Oscillation) entre les périodes *El Niño* et *La Niña*. Les saisons peuvent être très influencées, comme ce fut le cas en 2008 sous le régime *La Niña* qui provoqua de fortes pluies régulières pendant la saison de décembre à avril.

A plus grande échelle, la Grande Terre possède deux côtes climatiquement distinctes selon qu'elles subissent ou non les flux d'est. La haute chaîne montagneuse centrale accentue ce phénomène en bloquant la majorité des nuages porteurs de pluie du côté est. Ainsi la côte est qui reçoit plus de pluie est appelée « côte au vent », c'est la plus humide. A l'inverse la côte ouest dite « sous le vent » est plus sèche.

Ces éléments sont à considérer pour mieux comprendre la répartition à la fois des mangroves et des fermes d'élevage de crevettes.

II Généralités à propos de la mangrove

II.1 L'écosystème mangrove et sa valeur écologique dans le Monde et en Océanie

La mangrove est la formation végétale caractéristique des littoraux tropicaux et subtropicaux abrités. C'est un habitat intertidal forestier constitué d'un ensemble d'arbres et d'arbustes halophiles appelés « palétuviers ». La mangrove est un écosystème hautement productif (SAENGER, 1983 ; MARIUS, 1989 ; HOLGUIN, 2001 ; DUKE, 2006).

L'écosystème mangrove est très présent sur les littoraux tropicaux et subtropicaux. Il est en effet représenté sur 75% de ces littoraux (HOLGUIN, 2001). Les forêts de mangroves ne sont pas d'une richesse spécifique exceptionnelle comme les forêts tropicales par exemple. Dans le monde, environ 60 à 70 espèces végétales affiliées aux mangroves sont connues. On compte 8 espèces de palétuviers en Amérique, 13 en Afrique, 40 en Asie (TOMLISON, 1986 cité par HOLGUIN, 2001). La valeur écologique de la mangrove ne réside pas dans sa diversité végétale mais plutôt dans ses spécificités fonctionnelles uniques et donc dans la particularité des espèces qui composent cet

écosystème (MARCHAND, 2003). C'est l'implantation sur la zone intertidale qui donne à cette forêt toutes ses particularités. En effet, les palétuviers qui composent la flore de mangrove, sont soumis à de fortes teneurs en sel et à un sol peu aéré et peu stable. C'est ainsi qu'on observe des organes spéciaux qui donnent les capacités aux palétuviers à se développer. Les pneumatophores des *Avicennia*, les racines échasses des *Rhizophora*, les lenticelles sur les troncs, la viviparité, sont autant d'adaptations que les plantes de mangrove ont développées (DUKE, 2006). Chaque espèce de palétuvier possède donc certaines adaptations qui lui confèrent des aptitudes différentes de résistance au taux d'inondation par les marées et au taux d'humidité du sol. Ceci engendre une certaine zonation de l'occupation de bas en haut de l'estran par les différentes espèces (fig. 2). Il en résulte la formation de bandes distinctes. Par exemple les *Rhizophora* occupent le bas de l'estran et les *Avicennia* et *Bruguiera* plutôt les parties hautes (DUKE, 2006). En arrière mangrove, une zone particulière peut être observée : le tanne ou « saltmarsh » en anglais. Cette zone est recouverte par l'eau seulement aux forts coefficients et est soumise à un fort taux d'évaporation ce qui induit de hautes concentrations en sel. Sur cette zone, les palétuviers ne se développent pas. Sur un tanne vif, la vase est recouverte d'un voile de cyanobactéries qui forme une couche épaisse. Le tanne herbeux est quant à lui colonisé par des salicornes (MARIUS, 1989).

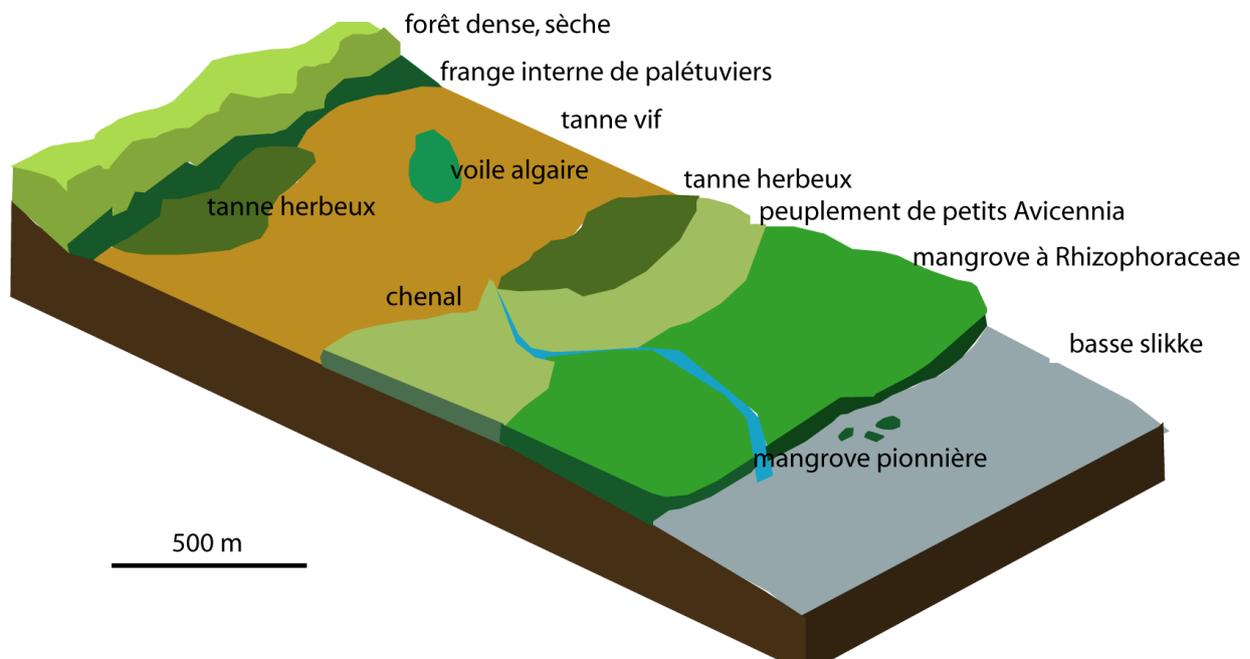


Fig. 2 : Bloc-diagramme d'un marais à mangrove de Nouvelle-Calédonie. Se succèdent du bas vers le haut, une basse slikke, une zone de mangrove, un tanne et une frange interne de palétuviers. (C. RATAUD, d'après LEBIGRE).

La succession écologique horizontale de la mangrove peut également se traduire verticalement. En effet lors de l'étude des sédiments d'un tanne. On retrouve en profondeur, des traces d'anciennes racines d'*Avicennia* et encore plus en profondeur d'anciennes racines de *Rhizophora*. Ceci indique qu'une même zone est d'abord colonisée par les *Rhizophora* puis qu'avec l'accumulation de sédiments, la submersion par les marées est moins régulière ce qui défavorise les *Rhizophora* qui sont remplacés par les *Avicennia*. De part une nouvelle accumulation de sédiments, le sol s'assèche et le tanne se forme petit à petit.

Les mangroves sont essentielles à la protection des littoraux tropicaux aussi bien d'un point de vue physique qu'écologique. Tout d'abord la présence de la mangrove agit comme une zone tampon

vis-à-vis de la houle, ce qui protège la côte en arrière. Ensuite elle joue un rôle important dans le cycle des nutriments en milieu côtier. Enfin c'est un milieu de vie et/ou de reproduction indispensable pour de nombreuses espèces animales (MARCHAND, 2003).

Dans le monde, selon un rapport de la FAO (Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture) faisant état de la disparition des mangroves entre 1980 et 2005, 20% de cet écosystème a disparu en 25 ans. La superficie mondiale est ainsi passée de 18,8 à 15,5 millions d'hectares (fig. 3). Le taux de disparition des mangroves serait donc plus important que tout autre type de forêt (FAO, 2007). La majorité de la destruction des mangroves a eu lieu entre 1980 et 2000. En effet depuis 2000, certains pays ont pris conscience de l'importance de cet écosystème et ont ralenti la destruction. Cependant, même à l'heure actuelle, les menaces qui pèsent sur cet écosystème ne sont pas négligeables.

En Océanie, une certaine diminution de la mangrove a été notée même si ce n'est pas dans cette région du monde qu'elle est la plus forte. La zone océanienne contient les mangroves d'Australie pour une part de 74%, et de Papouasie Nouvelle-Guinée pour 19%. Ainsi deux pays à eux seuls regroupent 93% des mangroves d'Océanie. Les mangroves de Nouvelle-Calédonie sont intégrées dans une catégorie nommée « autres » qui regroupe 2% des mangroves océaniques (fig. 4). Entre 1980 et 2005, la disparition des mangroves océaniques a été constante même si encore une fois, cette diminution reste faible par rapport à d'autres régions. Les causes principales sont la conversion de la mangrove pour l'agriculture et surtout pour les infrastructures touristiques. Environ 209 000 hectares soit 9,5% de la surface ont été perdus en 25 ans (FAO, 2007).

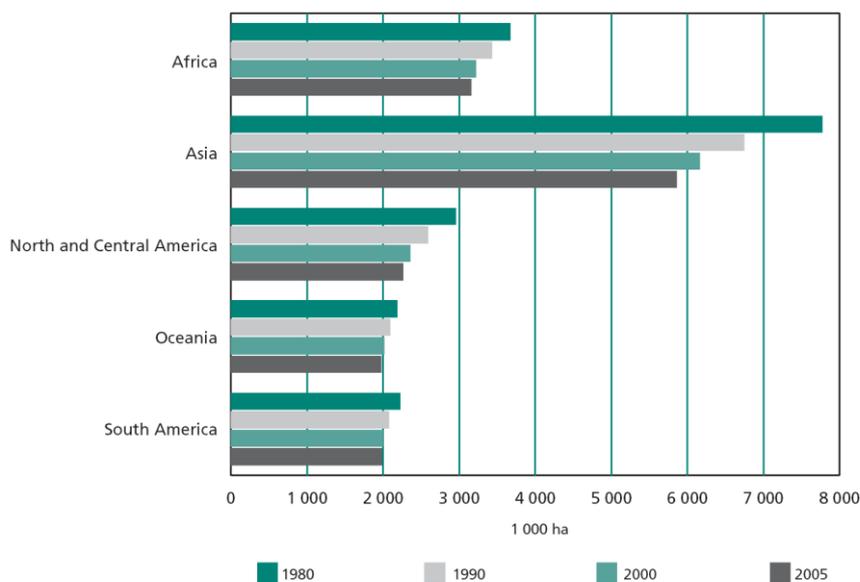


Fig. 3 : Evolution de la surface des mangroves du monde entre 1980 et 2005 (FAO, 2007)

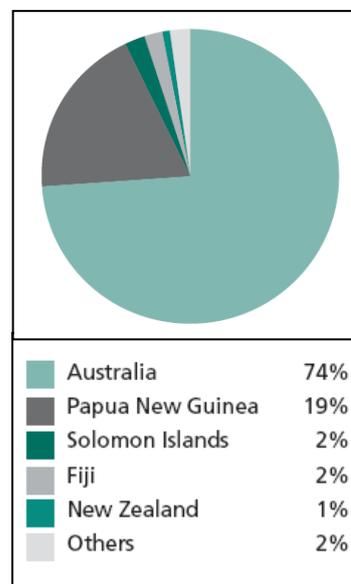


Fig. 4 : Répartition par pays des mangroves d'Océanie en 2005 (FAO, 2007)

II.2 Mangrove en Nouvelle-Calédonie

La mangrove recouvre 35 000 hectares du littoral Néo-Calédonien. Cette surface comprend les formations arbustives ou arborescentes de mangrove, ainsi que les zones de tannes. Comme on peut le voir sur la figure 5, la grande majorité des mangroves (88%) se situe sur la côte ouest, la côte au relief le moins accidenté. Quarante pour cent des mangroves sont situées en fond de baie et 20% dans un estuaire (VIRLY, 2007). On compte dans les forêts de mangrove de Nouvelle-Calédonie, 24 espèces végétales (DUKE, 2007). Il n'existe pas en Nouvelle-Calédonie de listes d'espèces inscrites comme étant protégées, qui permettraient de donner une valeur à la mangrove dans le sens où elle hébergerait des espèces reconnues comme protégées. Il faut considérer la valeur de l'écosystème mangrove dans son ensemble, tant pour ses espèces que pour ses fonctions ou encore pour les ressources qu'elle procure. En Nouvelle-Calédonie, les ressources naturelles que procure la mangrove ne paraissent pas autant exploitées que dans d'autres régions du monde. Cependant, on retrouve sur les étales de marché du crabe de palétuvier (*Scylla serrata*) et des huîtres de mangrove. En Nouvelle-Calédonie, l'activité la plus en lien avec la mangrove de part sa proximité et son influence est la crevetteculture.

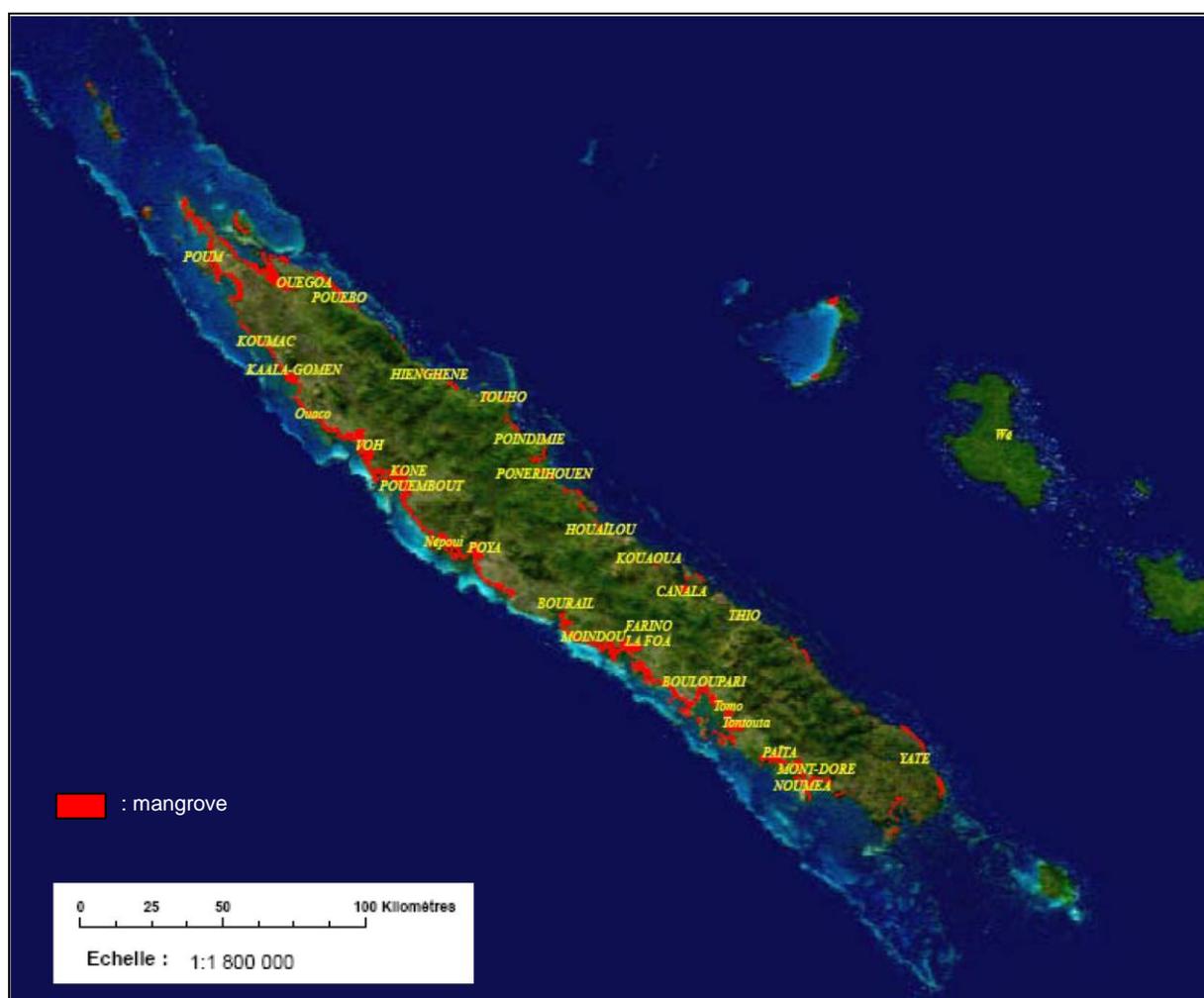


Fig. 5 : Localisation des mangroves en Nouvelle-Calédonie (VIRLY, 2007)

II. 3 Présentation du site d'étude

La mangrove étudiée est située sur la commune de Moindou, sur la côte ouest à environ 130 kilomètres au nord de Nouméa. Elle s'est développée dans la baie de Teremba au niveau de l'embouchure de la rivière La Foa. Cette mangrove reçoit les effluents de la ferme d'élevage Sodacal. Cette ferme a été construite en 1983, elle est la plus ancienne de Nouvelle-Calédonie. La ferme Sodacal est aussi la plus grande du territoire avec 132,7 hectares de bassins. L'intérêt d'étudier cette mangrove est donc lié au fait que la ferme en amont est ancienne et de taille importante vis-à-vis des autres fermes néo-calédoniennes. Par ailleurs des données scientifiques ont déjà été collectées sur cette mangrove.

Afin de comprendre la géochimie des sédiments d'une mangrove soumise à des apports issus de la crevetticulture, notre étude s'est orientée sur l'analyse des différentes zones, à savoir : zone à *Rhizophora* morts, zone à *Rhizophora*, zone à *Avicennia*, zone de tanne, et un bassin d'élevage. Chaque site de prélèvement a été localisé sur la photographie aérienne de la figure suivante (fig. 6). Le transect des trois premières zones débute en aval de la sortie diffuse du canal qui reçoit les effluents des douze bassins des géniteurs. Ce canal longe le tanne que nous avons également étudié.

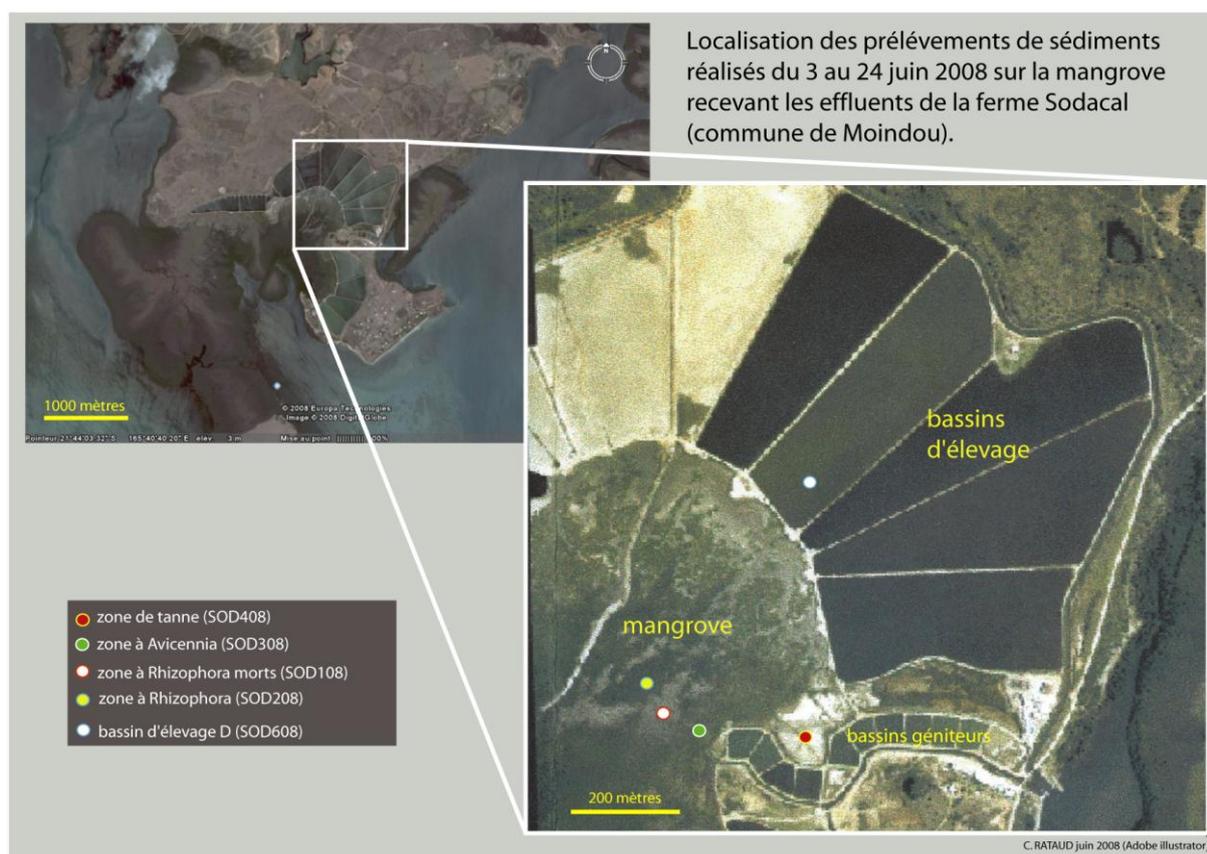


Fig. 6 : Photographie aérienne montrant la localisation des prélèvements de sédiments réalisés du 3 au 24 juin 2008 sur la mangrove recevant les effluents de la ferme Sodacal (commune de Moindou).

II.3.1- La zone de tanne

Le tanne est une zone dénuée de végétation où le sol n'est recouvert que d'un film algale (photo. 1) . La superficie de cette zone est de 5 hectares (VIRLY, 2007).

Le site de tanne est longé par le canal récepteur des bassins. Il est alimenté en eau lors des marées hautes à fort coefficient et/ou lors d'une vidange importante des bassins (fig. 6).



Photo. 1 : site de prélèvement dans la zone de tanne

II.3.2- La zone à *Avicennia*

Dans la zone à *Avicennia*, la végétation est très dense, tant au niveau du feuillage que des pneumatophores (photo. 2). Aucune litière, composée de feuilles d'*Avicennia*, n'a été observée.

Le site à *Avicennia* est situé à environ 50 mètres de la sortie des bassins (fig. 6). La superficie de cette zone est de 44 hectares (VIRLY, 2007).



Photo. 2 : site de prélèvement dans la zone à *Avicennia*

II.3.3- La zone à *Rhizophora* morts

La zone à *Rhizophora* morts est formée par un ensemble d'arbres morts sur pied (photo. 3). La surface de cette zone est de 3 hectares (VIRLY, 2007).

Ce prélèvement a été réalisé à environ 140 mètres de la sortie du canal (fig. 6).



Photo. 3 : site de prélèvement dans la zone à *Rhizophora* morts

II.3.4- La zone à *Rhizophora*

La zone à *Rhizophora* est formée par une végétation développée, les arbres sont relativement hauts et denses. De nombreuses racines échasses rendent l'accès difficile (photo. 4). On peut noter la présence d'une litière composée de feuilles et de nombreuses brindilles. La superficie recouverte par cette formation végétale est de 117 hectares (VIRLY, 2007).

Le site dit à *Rhizophora* est situé à environ 190 mètres de la sortie des bassins (fig. 6).



Photo. 4 : site de prélèvement dans la zone à *Rhizophora*

II.3.5- Le bassin d'élevage

Pour ce qui est de l'étude des formes azotées, le bassin d'élevage choisi est le bassin D (fig. 11) (photo. 5). C'est un bassin d'environ 10 hectares de surface. La dernière pêche a eu lieu quelques jours avant le prélèvement, ce bassin venait donc juste d'être mis en assec. Pour ce qui est de l'étude de la dynamique des métaux lourds, le bassin sélectionné est le bassin de géniteurs n°10, également en raison de la proximité temporelle de la vidange.



Photo. 5 : site de prélèvement dans le bassin d'élevage

SECONDE PARTIE

CARACTERISATION STRUCTURALE DE LA MANGROVE

Réalisée par Sabrina Virly

1. Introduction

Dans le cadre du projet de recherche intitulé « Structuration écologique et bilan des processus biogéochimiques au sein d'une mangrove « atelier » (Baie de Teremba, Nouvelle-Calédonie) – Impact potentiel des effluents de la crevetticulture », Cyril Marchand, biogéochimiste chercheur à l'IRD de Nouméa, a sollicité Sabrina Virly pour réaliser une expertise sur une partie de la mangrove de la Baie de Téremba au Sud de Moindou.

Il a été proposé de :

- Evaluer la biodiversité végétale au sein de la mangrove sous influence des bassins aquacoles ;
- Caractériser la structure de cette formation de mangrove grâce à un échantillonnage de 4 parcelles le long d'une radiale en aval des bassins aquacoles vers la baie de Téremba.

Cette méthode permet de fournir des données quantitatives sur la composition spécifique et la structure des peuplements végétaux à un instant donné. Elle pourra être appliquée sur les mêmes parcelles à un autre moment afin de comparer les valeurs entre elles. Cette méthode convient donc très bien aux études qui nécessitent un suivi à long terme pour détecter des changements de structure, de biomasse et de croissance (English *et al*, 1997).

2. Méthodologie

2.1. Zone d'étude

La zone d'étude a été choisie dans la région de Moindou, dans la mangrove de la Baie de Térémba du fait qu'une partie de cette formation végétale reçoit directement les effluents de la ferme aquacole de crevettes « LA SODACAL » (Figure 1). De plus, elle a fait l'objet de plusieurs études antérieures dont les données collectées sont disponibles (Virly et al, 2005 ; Marchand et al, 2008 ; Virly, 2008 ; Della Patrona, com. pers.).

Plus précisément, la portion de mangrove échantillonnée dans le cadre de cette étude est celle qui se situe en aval des bassins de crevettes de la ferme « LA SODACAL ».

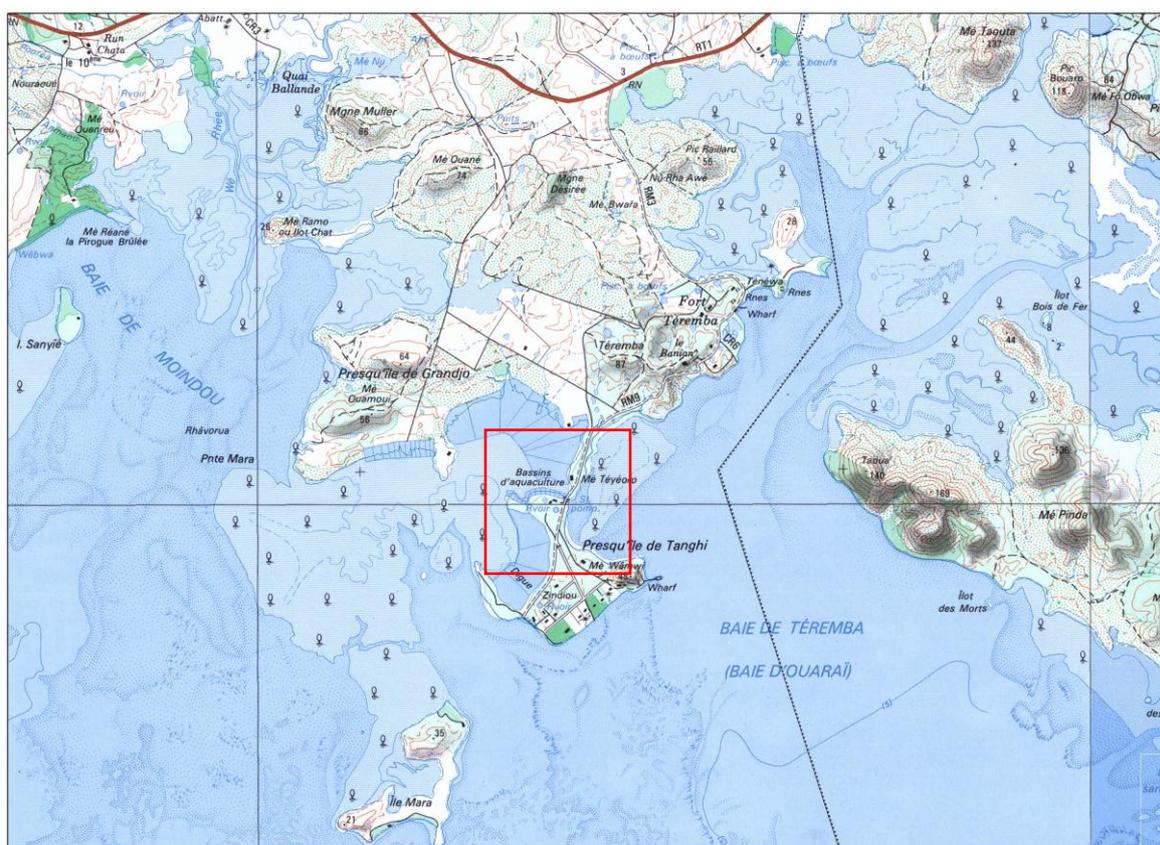


FIGURE 1 : LOCALISATION DE LA ZONE D'ETUDE (SOURCE : IGN)

2.2. Plan d'échantillonnage

Dans un premier temps, une cartographie de la zone d'étude a été nécessaire pour caractériser de façon globale la mangrove sous influence des impacts aquacoles.

Des investigations de terrain ainsi qu'une analyse de photographies aériennes avaient déjà été réalisées à deux reprises dans le cadre du programme ZoNéCo : elles ont permis la réalisation d'une cartographie détaillée de la zone à plusieurs périodes (Virly et al, 2005 ; Virly, 2008).

Parallèlement, les cartes thématiques disponibles sur la zone ont facilité l'élaboration du plan d'échantillonnage : une radiale, sous forme de couloir orienté de la côte vers le large a été retenue au

droit du bassin d'élevage A (Figure 2), traversant plusieurs formations différentes depuis la façade terrestre vers la frange maritime :

- une zone de tannes ;
- une forêt de palétuviers gris *Avicennia marina* ;
- une zone de palétuviers morts du genre *Rhizophora* ;
- une zone de palétuviers *Rhizophora stylosa* et *Rhizophora sp.*

Seules les formations vivantes d'*Avicennia marina* et de *Rhizophora spp.* ont fait l'objet d'une caractérisation des communautés par des relevés in situ de plusieurs paramètres au sein de parcelles permanentes.

Dans chacune des deux strates retenues, 2 cadrats de 10 m de côté, localisés à l'aide de relevé au GPS, ont été échantillonnés et matérialisés par du ruban de chantier (Tableau 1). Parallèlement, les coins des parcelles ont été repérés à l'aide d'une étiquette portant la date d'échantillonnage et la mention 0,0 – 0,X – Y,0 ou X,Y suivant le coin considéré.

L'ensemble des arbres et arbustes dans chaque parcelle ont été échantillonnés.

Remarque : les cadrats sélectionnés ne sont pas alignés mais sont inclus dans un couloir constituant la radiale (Figure 2).

La méthode des cadrats permanents le long de transects est classiquement employée pour étudier les mangroves de part le monde : Fromard *et al* (1998) en Guyane Française, Kangas (2002) à Belize ou encore Mendoza *et al* (2001) aux Philippines. Comparativement à la méthode du « plotless sampling » (Citron et Schaeffer-Novelli, 1984), celle des cadrats permanents (Fromard, com. pers.) présente l'avantage de suivre de façon précise dans le temps l'évolution structurale des formations échantillonnées elles-mêmes variables au sien d'une même strate.

Les données caractérisant la mangrove ont été collectées en 2 phases :

- Le 20/08/2007 et le 03/09/2007, les données d'indice foliaire (LAI) ainsi que celles relatives à la densité, la hauteur et la circonférence des palétuviers ont été enregistrées sur les 4 parcelles ;
- Le 14/05/2008, les données de LAI sur les 4 parcelles ont été de nouveau enregistrées car celles de la période précédente n'étaient pas exactes ; En effet, une défaillance de l'instrumentation a été repérée en fin d'expérimentation, ce qui a nécessité de ré échantillonner la zone lorsque le nouvel appareil, fabriqué au Vietnam, a été réceptionné à Nouméa.

TABLEAU 1 : CARACTERISTIQUES DES PARCELLES ECHANTILLONNEES DANS LA MANGROVE

<i>Cadrat</i>	<i>Latitude (degrés décimaux) WGS84</i>	<i>Longitude (degrés décimaux) WGS84</i>	<i>Espèce prédominante</i>
SOR1	-21,74483	165,69344	<i>Rhizophora stylosa</i>
SOR2	-21,74493	165,69386	<i>Rhizophora stylosa</i>
SOA1	-21,74553	165,69600	<i>Avicennia marina</i>
SOA2	-21,74621	165,69472	<i>Avicennia marina</i>



Localisation des parcelles d'étude
dans la mangrove sous influence
de la ferme aquacole "LA SODACAL"

Source photographie aérienne : programme ZoNéCo



Echelle : 1:4 000



SOA : parcelle d'*Avicennia marina*

SOR : parcelle de *Rhizophora stylosa*

FIGURE 2 : LOCALISATION DES PARCELLES ECHANTILLONNEES DANS LA MANGROVE

2.3. Nature des relevés

2.3.1. Caractérisation des communautés

Les mesures réalisées au sien de chaque cadrat sont :

- Le nombre de plantules de hauteur inférieure à 1 m (« seedling ») nommées ici plantule1 ;
- Le nombre de plantules de hauteur comprise entre 1 m et 1,5 m et de périmètre de tronc principal inférieur à 4 cm (« sapling ») nommée ici plantule2 ;
- Le nombre d'arbustes d'une hauteur supérieure à 1,5 m et de périmètre de tronc principal inférieur à 4 cm ;
- Le nombre d'arbres d'une hauteur supérieure à 1,5 m et de périmètre de tronc principal supérieur à 4 cm ;
- La hauteur de chaque arbre de plus de 1,5 m ;
- Le périmètre à hauteur de poitrine (GBH) de chaque arbre lorsque que le tronc principal est supérieur à 4 cm

Ainsi, les paramètres suivants ont été calculés :

- La densité des troncs (totale, arbres adultes, plantules inférieures à 1 m, plantules supérieures à 1 m) ;
- La densité de branchage (incluant les branches de diamètre inférieur à 4 cm) ;
- Le diamètre à hauteur de poitrine DBH moyen par parcelle monospécifique ;
- La surface basale pour chaque arbre puis la surface basale totale par parcelle monospécifique sachant que l'on définit :

- la surface basale pour un arbre **BA** comme la superficie de la section transversale du tronc à hauteur de poitrine :

$$BA \text{ (cm}^2\text{)} = \pi \times DBH^2 / 4 ;$$

- la surface basale **stand BA** d'une parcelle monospécifique en m² par hectare comme la somme des surfaces basales de chaque arbre qui la composent :

$$\text{Stand BA par ha} = \sum BA / \text{superficie de la parcelle}$$

2.3.2. Structure de la canopée

La structure de la canopée d'une strate végétale peut être caractérisée par la valeur de l'indice de surface foliaire « Leaf Area Index » (LAI) exprimé en m² de surface foliaire sur m² de surface du sol, qui est calculé, selon la méthode de Clough *et al* (1997), à partir de mesures de quantité de lumière pouvant pénétrer la canopée par rapport à celle mesurée sur un sol nu.

La densité de flux de photons au dessous et au dessus de la canopée a été mesurée à l'aide d'un photomètre de marque Digitor équipé d'un capteur. L'appareil de mesure complet a été assemblé et calibré par Dr Barry Clough au Vietnam (College of Agriculture & Applied Biology, Cantho University, Cantho City).

Cette méthode est utile pour comparer des forêts entre elles parmi une variété de forêts ou de suivre des changements dans une forêt particulière (English *et al*, 1997).

L'estimation du LAI est basée sur l'hypothèse que la radiation diminue exponentiellement lorsqu'elle traverse la canopée :

$$I = I_0 \exp - (k L)$$

- I : densité de flux de photons sous la canopée ;
- I_0 : densité de flux de photons au dessus de la canopée ;
- L : indice foliaire LAI ;
- K : coefficient d'extinction de la lumière par la canopée qui est déterminé par l'arrangement spatial et l'angle des feuilles.

Le coefficient d'extinction est fixé à 0,56 pour une forêt de *Rhizophora* spp. Par défaut, le même coefficient a été affecté aux 2 parcelles réalisées dans la strate fermée d'*Avicennia marina*. En effet, English *et al* (1997) préconisent d'utiliser le même coefficient d'extinction pour les canopées des autres espèces de palétuviers sans que cela introduise une erreur significative dans le calcul du LAI.

Le photomètre est composé d'un capteur et d'un écran de contrôle permet de visualiser la valeur de la radiation lumineuse reçue sur le capteur positionné verticalement.

Dans chaque cadrat, un minimum de 100 mesures a été effectué de façon aléatoire sous la canopée (entre 100 et 120 mesures). Toutes les mesures ont généralement été réalisées entre 10h30 et 15h30 afin de minimiser les erreurs associées aux faibles valeurs d'angles que fait le soleil avec le zénith (angle solaire).

Avant et après la série de mesures faites sous la canopée, un relevé supplémentaire est réalisé sur une zone nue afin de calculer le flux de photons I_0 .

Toutes les mesures ont été corrigées en tenant compte de l'angle solaire. Une technique simple a été mise en œuvre afin de déterminer cet angle ; elle consiste à mesurer l'ombre portée d'un bâton d'une cinquantaine de cm planté verticalement sur une zone plane et la diviser par la longueur totale du bâton. Les mesures d'angles solaires sont effectuées aléatoirement à différents moments de la journée au cours de la période d'échantillonnage.

Un logiciel de calcul des LAI a spécialement été programmé par Dr B. Clough sous Microsoft Access. Equipé de plusieurs modules, il permet la saisie des données de radiations lumineuses mesurées *in situ* et le calcul des LAI correspondantes.

Les différentes valeurs de l'angle solaire mesurées au cours de la période de terrain ont été reportées dans un module du logiciel et intégrées dans le programme de calcul des LAI dans le but d'apporter une correction aux valeurs brutes mesurées *in situ*.

Une valeur moyenne de LAI corrigée a été calculée dans chaque parcelle.

3. Résultats

3.1. Caractérisation globale de la zone d'étude

Il s'agit d'une mangrove de fond de baie située au Nord-Est de la presqu'île de Tanghi dont la superficie atteint 192 hectares (Figure 3).

La mangrove à l'Ouest de la presqu'île de Tanghi est relativement exposée aux vents dominants de Sud-Est du fait de sa situation en aval dans la baie qui est de surcroît ouverte.

La configuration générale de la mangrove en aval des bassins aquacoles est celle classiquement rencontrée sur des mangroves de fond de baie de la côte Ouest avec une zonation marquée constituée d'une succession de strates végétales depuis la façade maritime vers la façade terrestre :

La mangrove située en aval des bassins est majoritairement composée de palétuviers du genre *Rhizophora* constituant la façade maritime et représentant plus de 60% de la superficie des formations (Tableau 2). Les palétuviers gris *Avicennia marina*, situés classiquement en arrière de la formation de *Rhizophora*, représentent la deuxième espèce majoritairement présente sur le site. Les tannes, qu'ils soient vifs ou nus ne représentent finalement qu'un peu plus de 8% de la superficie totale de cette formation, se situant en façade terrestre entre les bassins aquacoles et la zone d'*Avicennia marina*.

Une partie non négligeable de la mangrove (près de 5%) est à ce jour envasée et/ou inondée, particulièrement au droit des moines de sortie des bassins aquacoles.

Des trouées, déjà observées en 2004 (Virly *et al*, 2005) sont toujours présentes dans la strate de *Rhizophora* et aucune jeune plantule n'a été notée dans ces zones particulières.

TABLEAU 2 : SUPERFICIES DES DIFFERENTES FORMATIONS VEGETALES AU SEIN DE LA MANGROVE SITUEE EN AVAL DES BASSINS AQUACOLES DE LA SODACAL.

Formation végétale	Superficie (ha)
Formation à <i>Rhizophora</i> spp	117
Formation à <i>Avicennia marina</i>	44
<i>Rhizophora</i> ou <i>Avicennia</i> morts	3
Tanne nu	5
Tanne vif	11
Zone inondée ou envasée	10
Formation mixte interne (<i>Excoecaria</i> , <i>Lumnitzera</i> , etc.)	1
Végétation indéterminée	0,2
Total	192

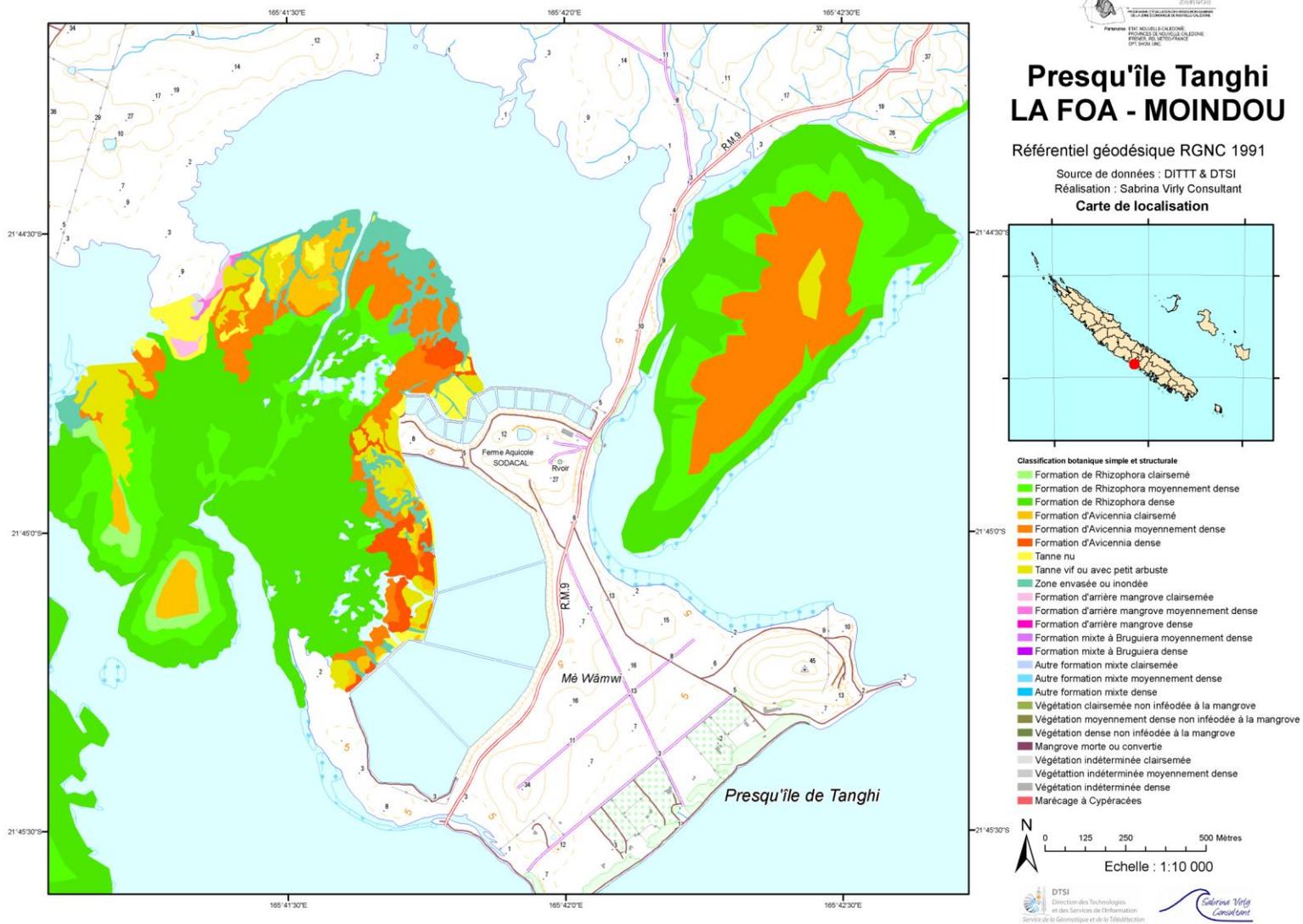


FIGURE 3 : CARTOGRAPHIE THEMATIQUE DE LA MANGROVE DE LA FERME LA SODACAL

3.2. Caractéristiques structurales

3.2.1. Densité et hauteur de canopée

Strate de *Rhizophora*

La densité moyenne de palétuviers au niveau de la strate de *Rhizophora spp.* est de 2 150 arbres / ha correspondant à une forêt mature (Tableau 3a). Il s'agit de spécimens de hauteur moyenne atteignant 7,05 m (Tableau 3b) présentant un nombre important de troncs ou tiges par arbre de diamètre moyen de 5,75 cm (Figures 4a,b,c et d). Le nombre de tiges à hauteur de poitrine varie de 5 à 8 tiges en moyenne respectivement sur les 2 parcelles de *Rhizophora*. Du fait de ces nombreuses fourches démarrant à environ 1m de hauteur, la forêt de *Rhizophora* échantillonnée donne une impression de structure très dense.

TABLEAU 3A : DENSITES DES CADRATS ECHANTILLONNES

Date	Parcelle	Espèce	Densité (tiges/ha)	Densité (arbres/ha)	Densité (plantule2/ha)	Densité (plantule1/ha)
20/08/2007	SOR1	<i>Rhizophora stylosa</i>	11 000	2 200	3 900	9 200
21/08/2007	SOR2	<i>Rhizophora stylosa</i>	18 300	2 100	600	12 600
Moyenne <i>Rhizophora stylosa</i>			14 650	2 150	2 250	10 900
21/08/2007	SOA1	<i>Avicennia marina</i>	25 700	2 500	600	0
03/09/2007	SOA2	<i>Avicennia marina</i>	50 100	6 700	10 600	13 800
Moyenne <i>Avicennia marina</i>			37 900	4 600	5 600	6 900

TABLEAU 3B : CARACTERISTIQUES STRUCTURALES DES CADRATS ECHANTILLONNES

Date	Parcelle	Espèce	Hauteur moyenne (m)	DBH moyen (cm)	Surface basale (m ² /ha)
20/08/2007	SOR1	<i>Rhizophora stylosa</i>	7,6	6,6	44
21/08/2007	SOR2	<i>Rhizophora stylosa</i>	6,5	4,9	41
Moyenne <i>Rhizophora stylosa</i>			7,05	5,75	42,5
21/08/2007	SOA1	<i>Avicennia marina</i>	3,2	3,0	11
03/09/2007	SOA2	<i>Avicennia marina</i>	2,3	2,1	9
Moyenne <i>Avicennia marina</i>			2,75	2,55	10



FIGURES 4A, B, C ET D : TRONCS DES RHIZOPHORA DES PARCELLES SOR1 ET SOR2 AINSI QUE CANOPEE DES PARCELLES SOR1 ET SOR2

Dans les parcelles de *Rhizophora*, la densité des plantules est moyenne avec 2250 plantules supérieures à 1 m et 10 900 inférieures à 1 m. Les plantules de type 1, à savoir celles inférieures à 1 m de hauteur, sont plus nombreuses sous les trouées par lesquelles pénètre la lumière que dans les zones d'ombres sous la canopée (figures 4e et 4f). En effet, sur ces parcelles, la majorité des arbres présente une canopée qui n'est pas jointive à celle de l'arbre d'à côté, ce qui permet à la lumière d'atteindre le sol.



FIGURES 4E ET F : PLANTULES DE TYPE 1 (« SEEDLING ») ET DE TYPE 2 (« SAPLING ») AU SEIN DES PARCELLES SOR1 ET SOR2.

Strate d'*Avicennia marina*

La densité des arbres dans la strate des *Avicennia marina* est élevée avec 4 600 arbres/ha et 37 900 tiges / ha. Les arbres ne couvrent pas l'ensemble de la strate mais sont regroupés entre des zones plus dénudées où seules les racines ergots sont visibles (Figures 5a et b).

Il s'agit d'une strate arbustive composée d'arbustes de 2,75 m de hauteur moyenne présentant de nombreuses ramifications dès la base des individus (Figures 5c, d, e et f). Le nombre moyen de tiges par arbuste est de 8,2 et le diamètre moyen des tiges est petit, de 2,55 cm en moyenne, ce qui en fait une forêt moyennement dense.

Le nombre de plantules est moyen avec respectivement 5 600 plantules de type 2 et 6 900 plantules de type 1. Contrairement à la strate de *Rhizophora*, les plantules sont peu nombreuses sous les arbres ; en revanche, elles prolifèrent dans les zones en bordure des zones pratiquement pas colonisées.



FIGURES 5A ET B : STRUCTURE DISCONTINUE DE LA STRATE D'*AVICENNIA* AVEC ARBUSTES ET ZONES DENUDEES



FIGURES 5C, D, E ET F : TRONCS RAMIFIÉS ET PLANTULES DE PETITES TAILLES DISPARATES DANS LA STRATE D'AVICENNIA

3.2.2. Surface basale par parcelle

La surface basale moyenne atteint 42,5 m² / hectare dans la strate de *Rhizophora* spp.
 La surface basale moyenne est de 10 m² / hectare dans la strate d'*Avicennia marina*.

3.3. Structure de la canopée

L'indice de surface foliaire moyen LAI atteint 5,3 dans la strate de *Rhizophora*, ce qui est considéré comme élevé (Tableau 4).

Toutefois, les arbres présentent essentiellement des feuilles au niveau des couronnes foliaires terminales. La lumière n'est pas uniquement interceptée par les feuilles mais également par les branches et troncs dont la structure se présente de façon dense. La valeur élevée des LAI n'est donc pas uniquement le fait du feuillage dans la strate de *Rhizophora*.

La strate d'*Avicennia marina* présente au niveau des zones arbustives (arbres inférieurs à 3 m avec une base ramifiée) un LAI allant de 3,1 à 4,2 avec une moyenne de 3,65 (Tableau 4). Les valeurs de LAI ont été calculées à partir des données de lumière pénétrant les zones très denses des 2 parcelles échantillonnées. Bien que les arbres étaient de taille restreinte, ne dépassant pas 3 m de haut, ces valeurs reflètent l'état d'une forêt relativement dense, laissant pénétrer peu de lumière à hauteur de poitrine.

TABLEAU 4 : VALEURS DE LAI AU NIVEAU DES PARCELLES ECHANTILLONNEES

Parcelle	Espèce	Date des mesures	Heure des mesures	Nombre de mesures	LAI
SOR1	<i>Rhizophora stylosa</i>	14/05/2008	10:55	111	5,3
SOR2	<i>Rhizophora stylosa</i>	14/05/2008	11:20	127	5,3
Moyenne des LAI dans les <i>Rhizophora stylosa</i>					5,3
SOA1	<i>Avicennia marina</i>	14/05/2008	12:02	109	4,2
SOA2	<i>Avicennia marina</i>	14/05/2008	12:44	106	3,1
Moyenne des LAI dans les <i>Avicennia marina</i>					3,65

4. Discussion et conclusions

La strate de *Rhizophora* spp. est composée d'arbres d'une hauteur comprise entre 6 et 8 m à la canopée fermée mais laissant passer suffisamment de lumière pour un développement de plantules. Cette strate présente peu d'arbres morts contrairement à la zone qui l'entoure où de grandes trouées de *Rhizophora* morts et tombés sur le sol ont été observées. Si aucune plantule n'a été observée dans cette zone de trouées, en revanche, de nombreuses plantules de type 1 inférieures à 1 m de hauteur sont présentes. Les arbres en place ne présentent pas de grand diamètre pour des *Rhizophora* mais sont relativement hauts pour des spécimens de Nouvelle-Calédonie. En effet, les spécimens de *Rhizophora* dépassent rarement une dizaine de mètres dans des conditions optimales en Nouvelle-Calédonie alors que les plus grands spécimens d'Australie du même genre atteignent une trentaine de mètres. Bien que cette strate de *Rhizophora* corresponde à une forêt développée, elle ne montre pas toutes les caractéristiques d'une forêt mature du fait d'un diamètre réduit des arbres.

La strate d'*Avicennia marina* présente une structure caractéristique d'une forêt qualifiée de pionnière, avec des arbustes de moins de 3 m de hauteur présentant de nombreuses tiges d'un petit diamètre, comme celle qui a pu être observée en Guyane Française (Fromard *et al*, 1998). En effet, les valeurs des caractéristiques structurales sont tout à fait comparables avec pour la formation guyanaise une densité totale de 31 111 arbres / ha avec des arbres d'un DBH moyen de 2,4 cm et d'une superficie basale de 12,5 m² / ha.

L'indice foliaire LAI est une mesure globale du développement de la canopée dans les mangroves. Les mangroves dont les valeurs de LAI sont élevées (> 5) ont en général une haute productivité primaire alors que celles avec des valeurs plus petites présentent souvent une faible productivité primaire. Les canopées de mangrove bien développées en zone équatoriale humide ont des LAI compris entre 4,5 et 7, celles qui sont moins développées atteignent maximum 4.

Les valeurs de LAI obtenues dans les parcelles de *Rhizophora* échantillonnées sont du même ordre de grandeur que celles observées dans la même mangrove il y a 4 ans (Virly *et al*, 2005). En effet, les LAI des parcelles de *Rhizophora* échantillonnées à SODACAL en octobre 2004 allaient de 3,5 à 4,8 avec une moyenne de 4,4 alors que celles de 2 parcelles échantillonnées en 2008 atteignent 5,3.

Comme il avait été signalé lors de la première étude sur l'évaluation des impacts de l'aquaculture sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie (Virly *et al*, 2005), l'interprétation isolée des LAI n'indique pas forcément un impact de l'aquaculture sur la mangrove puisque de tels écosystèmes peuvent présenter naturellement une canopée très développée (Clough *et al*, 1997). Du fait d'un nombre limité d'échantillonnages dans chaque site, il est difficile de savoir quelle est la part des différents facteurs (climat, salinité du sol, arrivée d'eau douce, etc.) pouvant influencer le développement de la canopée.

S'agissant de la strate d'*Avicennia marina*, l'interprétation des LAI est délicate car les parcelles présentent des zones hétérogènes avec une concentration d'arbres de 3 m de haut d'une part et des parties plus nues ou colonisée par des plantules d'autre part. Les mesures ayant été effectuées sous les portions arbustives, ne reflètent que la canopée de ces zones. Les valeurs de LAI sont relativement élevées pour une strate arbustive de 3 m de hauteur au maximum. Les palétuviers gris présentent une structure effectivement dense avec de nombreux troncs et tiges et un feuillage également dense laissant pénétrer peu de lumière.

TROISIEME PARTIE

BILAN DES PROCESSUS GEOCHIMIQUES AU SEIN DES SEDIMENTS DE MANGROVE

A : Dynamique des différentes formes azotées

B : Dynamique du carbone et des métaux lourds

Réalisée par Cyril Marchand, Clément Rataud, Elisabeth Lallier-Vergès, Michel Allenbach

A : Dynamique des différentes formes azotées

I Synthèse bibliographique sur le cycle de l'azote

L'azote, sous différentes formes, est un des nutriments présents dans les effluents de la crevetticulture. Afin de mieux cerner les particularités du cycle de cet élément au sein des mangroves une synthèse bibliographique a été réalisée.

L'azote sous sa forme moléculaire (N₂) est le composant majoritaire de l'atmosphère puisqu'il représente 78% de l'air. Alors que l'azote est indispensable à la croissance des végétaux, ceux-ci sont incapables d'utiliser directement l'azote atmosphérique. La croissance végétale dépend donc en amont de la présence de microorganismes capables de réaliser les processus de fixation et de transformation de l'azote. Cette assimilation se fait, selon sa forme, grâce à différents organismes (CHAPELLE, 1992).

Avant de décrire les particularités du cycle de l'azote au sein de la mangrove, nous rappellerons les différentes étapes générales de ce cycle. La figure suivante (fig. 1) illustre schématiquement le cycle général de l'azote, quelques modifications ont été effectuées afin que ce schéma illustre également le cycle de l'azote dans les mangroves (en bleu se qui fait intervenir l'atmosphère, en marron et rose ce qui se passe dans le sol, en vert ce qui fait intervenir les végétaux).

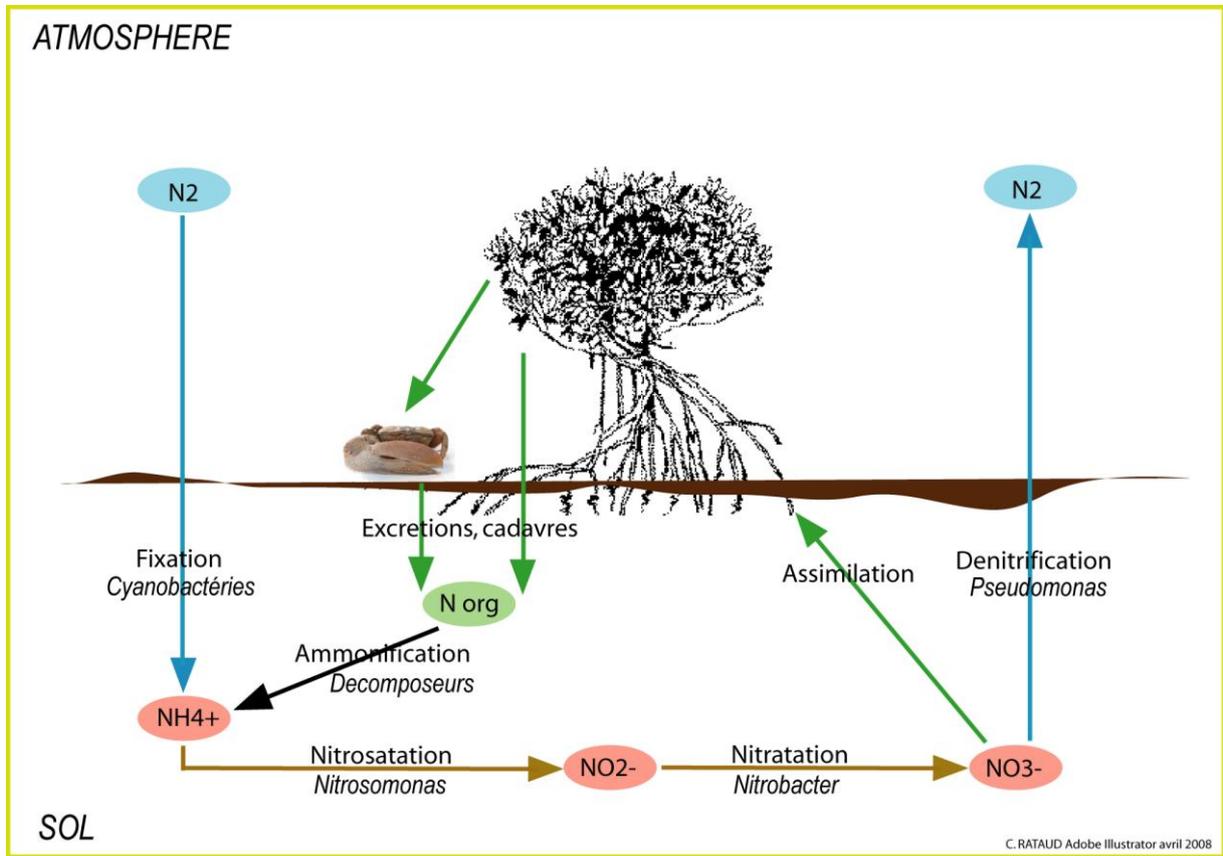
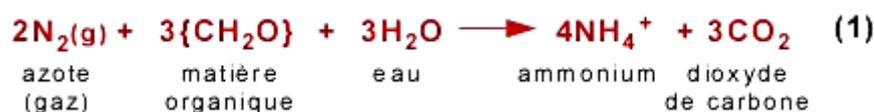


Fig. 1 : Schéma du cycle général de l'azote, adapté aux mangroves.

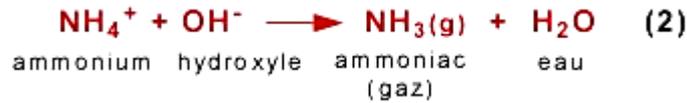
I.I Processus général du cycle de l'azote

1.1.1- La fixation de l'azote atmosphérique

La fixation de l'azote atmosphérique est la première étape du cycle. Elle permet à l'azote gazeux d'être intégré dans le sol, et permet de rendre cet élément assimilable par les organismes végétaux et animaux. La réaction utilise l'azote atmosphérique (N_2) pour produire de l'azote ammoniacal (NH_4^+ et NH_3) (BOURQUE, 1997). La réaction produisant de l'ammonium est la suivante, elle nécessite un apport d'énergie de la photosynthèse (BOURQUE, 1997) :



L'ammoniac est produit lorsque le sol possède un pH élevé. Ceci donne la réaction suivante, à partir de l'ammonium :



En solution, l'ammonium NH_4^+ et l'ammoniac NH_3 sont en équilibre l'un avec l'autre. La répartition entre les formes ammonium et ammoniac dépend du pH. A des pH supérieurs à 9.2, la forme dominante est l'ammoniac. Il peut être considéré comme absent à des pH inférieurs à 7.0 (PAGNI, 1998).

La fixation de l'azote de l'air est réalisée par les bactéries (*Rhizobium*) symbiotiques des plantes, entre autres, *Fabacées*, mais aussi par des bactéries libres (*Azotobacter*) dans le sol (CHAPELLE, 1992) et encore par des cyanobactéries (*Anabaena*, *Nostoc*) (ROGERS, 1996). Ces organismes pour leur fonctionnement général sont aérobies c'est pour cette raison qu'on les trouve proche de la rhizosphère. Cependant la fixation de l'azote exige l'absence d'oxygène. Des mécanismes se mettent donc en place au sein de la bactérie pour empêcher la présence d'oxygène à proximité du site de fonctionnement de la nitrogénase. L'exemple suivant décrit la fixation de l'azote par les cyanobactéries.

Les cyanobactéries utilisent préférentiellement l'azote nitrique pour leur fonctionnement. Cependant en absence de cette source d'azote, certaines cyanobactéries, celles des genres *Anabaena* et *Nostoc* par exemple, sont capables d'utiliser le diazote atmosphérique. Pour cela au sein de la chaîne de cellules végétatives, une d'entre-elles se différencie en cellule spéciale appelée hétérocyste (fig. 2). Au bout

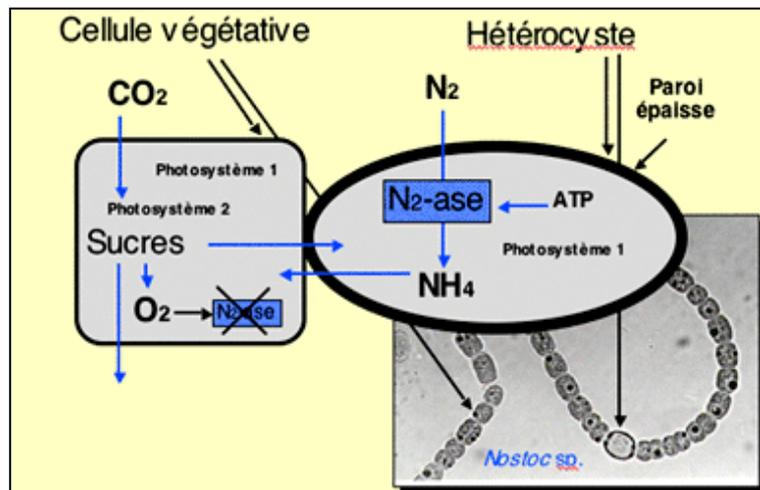


Fig. 2 : Schéma d'une Cyanobactérie hétérocystée montrant le processus de fixation de l'azote atmosphérique (ROUSTEAU, 2006)

de huit heures de carence en azote combiné, la différenciation est irréversible. Cela veut donc dire que

si on fournit de l'azote combiné à la cellule en cours de différenciation avant la fin de cette période, elle retrouvera ses fonctions végétatives (ROUSTEAU, 2006). Si la différenciation est complète, la paroi épaisse de ces hétérocystes limite les entrées de dioxygène dans la cellule. Grâce à cela la nitrogénase – l'enzyme fixatrice d'azote – est protégée du dioxygène qui l'inhiberait (ROGER, 2006). De plus les hétérocystes sont dépourvus du photosystème II qui fixe le dioxyde de carbone, ainsi celui-ci n'est plus fixé et l'oxygène n'est plus libéré dans le cytoplasme. De surcroît l'activité respiratoire augmente et consomme l'oxygène intracellulaire (ROUSTEAU, 2006). Il y a donc une forme de compétition entre les cellules végétatives qui pratiquent la photosynthèse oxygénique et les hétérocystes.

Cependant, comme nous l'avons vu précédemment, la fixation d'azote atmosphérique nécessite un produit de la photosynthèse (BOURQUE, 1997). Des échanges existent donc entre l'hétérocyste et les cellules végétatives voisines. La cellule végétative fournit les sucres résultant de la photosynthèse et l'hétérocyste fournit l'ammonium (STAL, 1995 ; ROUSTEAU, 2006). Les *Anabaena* et les *Nostoc* sont capables de fixer l'azote aussi bien en aérobiose qu'en anaérobiose (ROGER, 2006).

l'azote organique (cadavres, déchets végétaux, fèces) vers la partie minérale. Grâce aux décomposeurs (champignons, bactéries). La décomposition de l'azote organique peut se faire en condition aérobie ou anaérobie. La réaction produit de l'ammonium (NH_4^+) (CHEUVREUSE, non daté). Cet élément est rapidement nitrifié et transformé en nitrites puis nitrates lors que les conditions sont oxygènes et que le pH est faible. A l'inverse, en conditions sub-oxygènes ou anoxiques, l'ammonium est accumulé.

1.2 Les spécificités du cycle de l'azote au sein de la mangrove

L'écosystème mangrove est connu pour être très riche en matière organique étant donné la forte production de biomasse qui y est réalisée. Cependant la mangrove est aussi un écosystème nutritif-déficient, notamment en azote (ALONGI, 1998 ; ZHANG et al., 2008).

La variabilité du taux d'azote dans le sédiment est aussi une caractéristique majeure du cycle de cet élément dans la mangrove (BOYER, 2006). La proximité de zones aérobie et anaérobie joue un rôle majeur pour les phénomènes de nitrification et dénitrification.

1.2.1- La production d'ammonium dans les sols de mangrove

Comme nous l'avons vu précédemment, l'ammonium qui est à la base du processus de nitrification, est produit à partir de deux sources : l'azote atmosphérique et l'azote organique.

L'azote atmosphérique ne peut être fixé que par des organismes spécifiques. Les bactéries symbiotiques des plantes légumineuses jouent un rôle important dans ce domaine. Cependant dans les mangroves calédoniennes, cette famille de plantes n'est pas présente (DUKE, 2007), les *Rhizobium* ne peuvent donc pas non plus s'y développer en symbiose.

La fixation de l'azote dans les mangroves se fait dans des lieux précis ; les bactéries et les cyanobactéries fixatrices sont associées à la litière, aux pneumatophores, à la rhizosphère, à l'écorce des arbres (HOLGUIN et al., 2001 ; ROGERS, 1996).

Les cyanobactéries forment des colonies sous forme de film algal plus ou moins épais autour des pneumatophores (TOLEDO et al., 1995) et directement sur la surface du sédiment notamment au niveau des tannes sous forme de tapis microbien (HOLGUIN et al., 2001 ; LEE et JOYE, 2006). Il s'avère qu'au niveau des pneumatophores les trois types de cyanobactéries (hétérocystées, non hétérocystées, unicellulaire) sont observés distinctement suivant un gradient vertical et qu'on y trouve des genres diazotrophes (qui utilisent l'azote gazeux (TOLEDO et al., 1995).

Pour de nombreux organismes (Crustacés, Poissons, Insectes, Mollusques...) la source de nutriments dans les mangroves est la matière végétale morte (HOLGUIN et al., 2001). La décomposition des matières organiques azotées implique trois processus : la fragmentation, le lessivage et le pourrissement. La fragmentation est la fracture des macrodéchets (cadavres, feuilles, brindilles, tronc, fèces) par les marées, les courants et la macrofaune. Le lessivage intervient ensuite et permet la perte des structures chimiques. Enfin, le pourrissement correspond à la dissociation des substances chimiques par les bactéries et champignons. A partir de l'azote organique, commence la réaction d'ammonification. Le pourrissement est un processus très dépendant des marées, de la température de l'eau et de l'air, du type de plante (composition chimique des feuilles), de la quantité d'oxygène disponible et des espèces de décomposeurs présentes. Les feuilles se décomposent par exemple plus rapidement en bas de l'estran qu'en haut, certainement grâce à un lessivage plus régulier donc plus rapide des tannins.

Dans les sédiments de mangrove la variation de la limite entre les zones oxiques et anoxiques peut être rapide tant ces zones sont contiguës. Les concentrations d'ammonium varient donc en fonction de la position de cette limite. Dans la zone anoxique, l'ammonium s'accumule mais lorsque la zone oxique s'étend en profondeur, il est dénitrifié.

1.2.2- Les nitrates comme source d'oxygène pour la dégradation de la MO

Les sédiments de mangroves sont souvent réputés anaérobiques, dès lors la source d'oxygène pour la dégradation de la matière organique est variable suivant la profondeur. Cependant le dioxygène dans les sols de mangrove se trouve dans des zones bien spécifiques liées à la fois à des phénomènes abiotiques et à des perturbations biotiques. Le dioxygène est présent, proche de la surface du sédiment, mais aussi lors des périodes sèches, plus en profondeur le long des craquelures et fissures de la surface.

Les êtres vivants jouent également un rôle important sur la distribution de l'oxygène à l'intérieur du sol. La bioturbation par la faune et la flore modifie le sédiment en surface et en profondeur. Le dioxygène peut alors se retrouver en profondeur autour des parois des nombreux terriers creusés par exemple par les crabes. La flore permet l'oxygénation du sol parfois de manière importante. Du dioxygène étant diffusé par les racines, cela permet l'oxydation du sédiment de l'environnement direct. La présence de ces racines a des conséquences considérables sur la géochimie des sols de mangroves (ALONGI et al., 2004). La densité et le taux d'activité des racines sont des éléments qui jouent un rôle prépondérant sur la concentration en dioxygène dans les sédiments. En effet, si seul quelques millimètres autour des racines sont oxydés, le volume ainsi influencé peut être très important lorsqu'on prend en compte la masse de la rhizosphère des palétuviers (SCHOLANDER, 1955). Malgré ces considérations importantes, les sédiments de mangroves comportent des zones anoxiques en profondeur et avec l'éloignement des racines. Lorsque le dioxygène fait défaut, d'autres éléments sont utilisés par les décomposeurs pour oxyder la matière organique. Dans l'ordre, les NOx (NO_2^- et NO_3^-) sont prioritairement utilisés (fig. 3). Les décomposeurs possèdent la capacité de réduire les NOx, de manière à récupérer l'atome d'oxygène. Ce phénomène engendre la dénitrification.

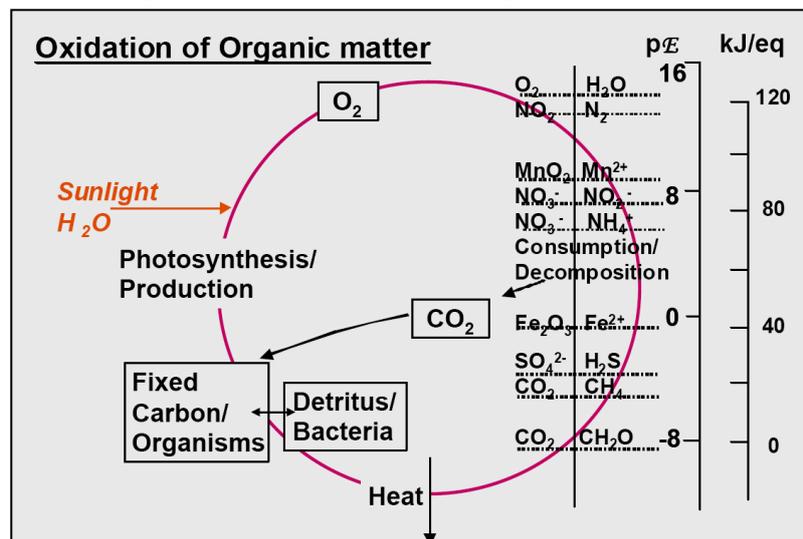


Fig. 3 : Séquence d'oxydation de la matière organique (d'après Stumm et Morgan, 1981, Aquatic Chemistry, 2nd édition).

1.2.3- Le couple nitrification-dénitrification dans les sols de mangrove

Les bactéries qui réalisent la réaction de nitrification (nitrosation et nitrification) sont aérobies, elles nécessitent donc de l'oxygène. Le sédiment de mangrove est réputé pauvre en oxygène, notamment de plus en plus avec la profondeur. Ainsi dans les mangroves, ce phénomène s'opère principalement dans les sédiments proches de la surface (ROGERS, 1996 ; CHIU et al., 2004) et à proximité des racines qui diffusent du dioxygène (SHOLANDER, 1955).

La nitrification produit des nitrates (NO_3^-). Ces nitrates sont assimilables par les palétuviers mais deviennent dans un sol pauvre en dioxygène, le fournisseur d'oxygène pour oxyder la matière organique. On a alors un phénomène de dénitrification par les bactéries se trouvant en anaérobiose dont le produit est l'azote gazeux (N_2).

Les membres du couple nitrification-dénitrification sont très liés notamment dans les sols de mangroves. Les zones oxygène et anoxique sont contiguës. Ainsi le nitrate produit est rapidement diffusé dans une zone anoxique où il est dénitrifié. A la surface du sol, la nitrification est préférentiellement réalisée. Cette réaction fournit la plus grande quantité de nitrate pour la dénitrification. La capacité de dénitrification dans les sols de mangrove est donc forte dans les premiers centimètres, elle diminue ensuite fortement (fig. 4). La proximité des deux zones contribue à la dénitrification rapide des nitrates produits (CHIU et al., 2004).

La dénitrification est, suivant certains auteurs, un phénomène important dans les zones humides, en effet 70 à 95% du nitrate dans les sédiments vaseux seraient dénitrifiés. Deux types de dénitrification peuvent être distingués en fonction de la source du nitrate utilisé. La dénitrification « directe » est, dans les mangroves, la réaction qui utilise le nitrate diffusé directement dans le sédiment. La dénitrification « couplée » utilise le nitrate qui provient de la nitrification. Dans les mangroves, les flux d'azote sont faibles, donc la dénitrification « couplée » est plus souvent mise en jeu (ROGERS, 1996).

Les sédiments de mangroves sont très riches en bactéries et champignons. Ces deux groupes représentent 91% de la biomasse microbienne contre respectivement 7% et 2% pour les microalgues et les protozoaires. La forte production de biomasse, le manque de dioxygène et la présence de ces nombreux organismes décomposeurs expliquent pourquoi le recyclage des nutriments est si efficace dans les mangroves (ALONGI, 1988 cité par HOLGUIN et al., 2001). Selon Rogers (1996) étant donné que les sédiments de mangroves sont relativement sub-oxygènes mais que la matière organique à dégrader est présente en masse, le taux de présence du nitrate (NO_3^-) est le facteur de contrôle du phénomène. Donc il existe un potentiel de recyclage du nitrate excédentaire dans les sédiments de mangrove (ROGERS, 1996).

1.2.4- Les variations saisonnières

Les mangroves se trouvant majoritairement dans les zones intertropicales, elles subissent le contraste des saisons sèches et humides. Ceci joue sur la concentration et le flux des nutriments entre l'eau et le sédiment. Ainsi Mohammed (2002) indique que dans une mangrove de Zanzibar, « les concentrations d'ammonium et de phosphore réactif soluble dans l'eau étaient généralement plus

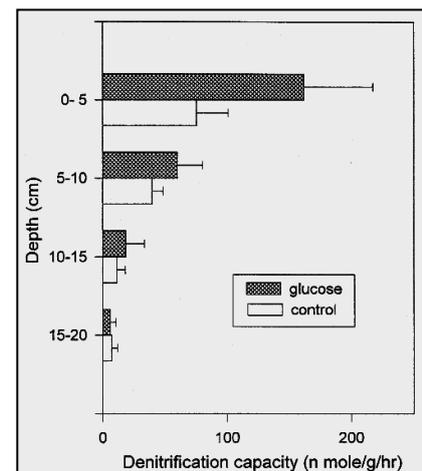


Fig. 4 : Variation verticale de la capacité de dénitrification dans un sol de mangrove. (CHIU, 2004)

élevées pendant la saison sèche qu'en saison des pluies ». Il indique aussi que les concentrations des NOx ne varient pas significativement.

1.2.5- Schéma de résumé

Le schéma suivant (fig. 5) présente les différents mécanismes du cycle de l'azote à une échelle plus proche que celui de la figure 6 au début de ce chapitre. Il permet de repérer visuellement dans quelles zones les différentes étapes s'opèrent, par quels organismes et dans quel contexte d'oxygénation du milieu. Il a été conçu à partir des éléments rédigés précédemment.

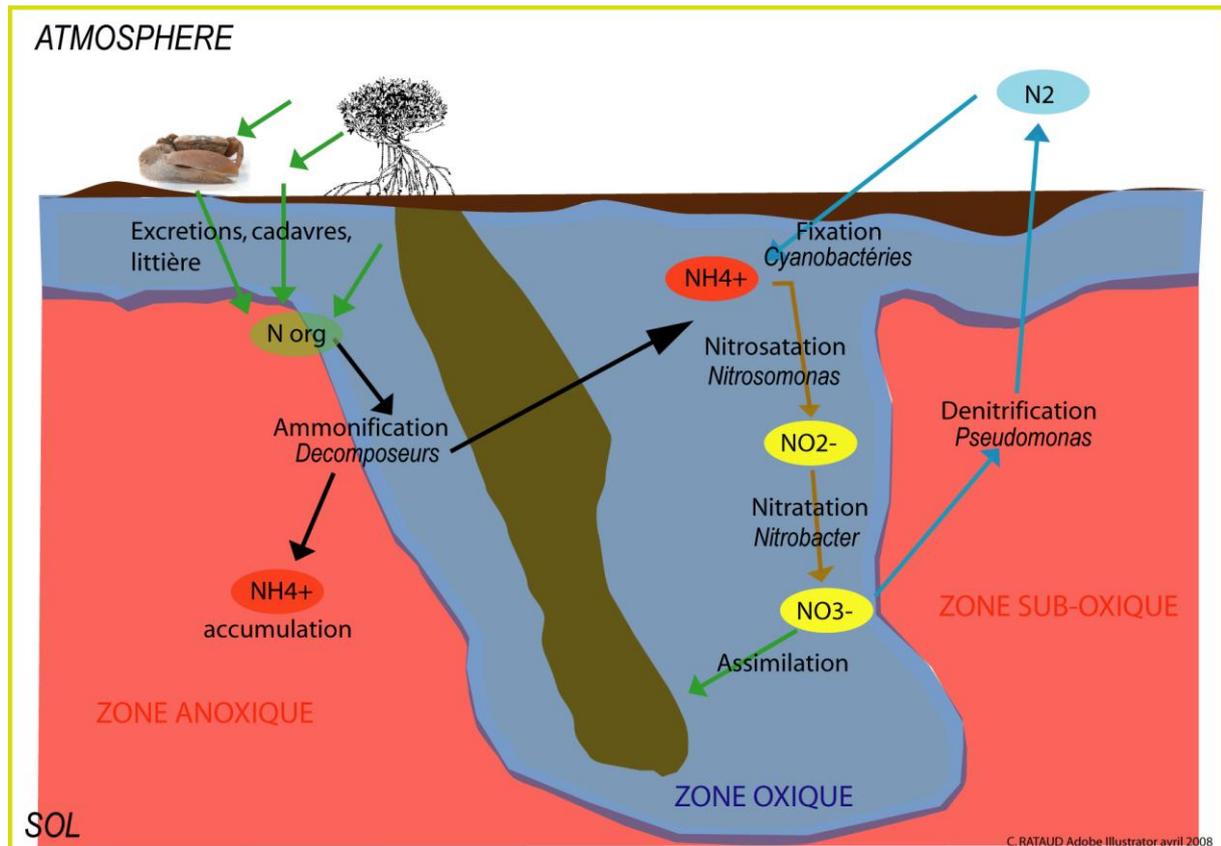


Fig. 5 : Schéma du cycle de l'azote, adapté aux mangroves. Localisation des processus en fonction de la proportion et de la situation des zones anoxique, sub-oxique et oxique. (C. RATAUD).

En résumé nous pouvons dire que plus il y a d'oxygène, moins il y a d'ammonium puisque celui-ci est rapidement nitrifié. Il y a donc production de nitrites+nitrates. En zone suboxique ou anoxique, l'ammonium n'est pas directement nitrifié, il y a donc moins de nitrites+nitrates. De plus, ces derniers éléments sont utilisés par les bactéries dénitrifiantes, ce qui diminue d'autant plus leur concentration. On peut voir sur le schéma que l'ammonium est soit accumulé dans le sédiment anoxique soit rapidement transformé en nitrites puis nitrates dans le sédiment oxique. Ainsi l'accumulation d'ammonium dans le sédiment de mangrove dépend de la profondeur de la limite de la zone oxique. Plus cette zone est profonde, plus la zone d'accumulation de l'ammonium sera profonde et inversement. Les racines jouent également un rôle important en apportant de l'oxygène en profondeur. La distribution de l'ammonium dépend donc également de la présence de racines dans le sédiment.

-
- II- Distribution des différentes formes d'azote dans les eaux interstitielles des sédiments d'une mangrove recevant des effluents de la crevetticulture. *Influence du type de végétation.*

2.1 Méthode de travail

2.1.1- Méthode d'échantillonnage sur le terrain et description générale en laboratoire

Les méthodes de travail décrites ci-dessous, concernant les prélèvements ainsi que l'analyse des paramètres physico-chimiques sont similaires à celles réalisées pour l'étude de la dynamique des métaux lourds.

Cinq carottes ont donc été prélevées dans les quatre zones de mangrove et dans le bassin. Les prélèvements ont eu lieu les 3, 5, 10, 12 et 24 juin 2008 pendant la période fraîche et donc d'arrêt de l'élevage pour la majorité des fermes néo-calédoniennes. Cependant, celle de Sodacal fonctionne toute l'année, avec une légère baisse de production pendant la saison fraîche et non un arrêt total. Ceci représente un autre intérêt d'étudier cette mangrove.

Les prélèvements ont été réalisés à l'aide d'un carottier de type tarière gouge de 80 centimètres de long. Une fois la carotte prélevée, elle a été immédiatement recouverte d'un film plastique et de papier aluminium. Ceci permet de préserver les sédiments de la dessiccation et de limiter les échanges gazeux avec l'atmosphère. La hauteur de la nappe d'eau a été mesurée dans le trou résiduel du prélèvement.

Chaque carotte a été codée selon le lieu de prélèvement, le numéro du site et l'année. Ainsi, SOD108, indique que la carotte a été prélevée proche de la ferme de Sodacal (SOD), dans la zone à *Rhizophora* morts (1), en 2008 (08).

De retour au laboratoire, chaque carotte a fait l'objet d'une description détaillée incluant la longueur et la distinction des différentes parties en fonction de la couleur et de la texture du sédiment. Ont également été notées toutes les traces de végétaux et autres organismes ainsi que toute remarque utile à l'interprétation des résultats. Les racines de *Rhizophora* sont caractéristiques et facilement identifiables de par leur diamètre fort et leur couleur rouge. Les racines d'*Avicennia* sont au contraire beaucoup plus fines et souvent fortement entrelacées.

2.1.2- Méthodes d'analyses physico-chimiques

Environ 4 heures après le prélèvement, sur la carotte entière, ont été mesurés le pH, le potentiel d'oxydoréduction et la concentration en sulfures dissous à l'aide d'électrodes plantées directement dans le sédiment. Ceci a été fait de manière régulière tout les 5 centimètres à partir de 2,5 centimètres de profondeur. Le potentiel d'oxydoréduction a été mesuré à l'aide d'une électrode Ag/AgCl. Il a donc fallu ajouter 202 mV au E_0 mesuré pour obtenir le potentiel redox standard mesuré à l'aide d'une électrode à hydrogène. Le redox reflète le caractère oxydant ou réducteur du milieu. Le potentiel redox ne définit pas à lui seul les conditions d'oxydo-réduction car celles-ci sont également influencées par le pH. Dans les sédiments, le terme oxique est défini par la présence d'oxyde moléculaire dissous mesurable. Le terme sub-oxique est défini par l'absence d'oxygène et de sulfures dissous et par la présence de manganèse ou de fer dissous. Finalement le terme anoxique est défini par la présence de processus de sulfato-réduction. Pour un pH proche de la neutralité, il existe une équivalence entre ces termes et les valeurs redox mesurées :

oxique > 400 mV, 100mV < sub-oxique < 400 mV, anoxique < 100 mV. (com. perso. MARCHAND)

La salinité a été mesurée à l'aide d'un réfractomètre sur l'eau interstitielle récoltée pour les analyses des nutriments décrites ensuite.

2.1.3- Méthode d'analyse de l'ammonium

Une fois les analyses physico-chimiques réalisées, des tranches de 5 centimètres ont été découpées et placées dans des sachets de congélation. L'eau interstitielle a été collectée grâce à des micro-préleveurs de type rhizons. Ces derniers sont de petits cylindres de 10 centimètres de long et de 2,5 millimètres de diamètre, formés d'une membrane percée de micropores. Ils sont insérés dans le sédiment et connectés à une seringue en dépression qui aspire l'eau interstitielle du sédiment. Les 4 premiers millilitres collectés ont aussitôt été traités pour les analyses d'ammonium.

Le réactif utilisé est composé d'un catalyseur : le Sodium sulfite, d'un réactif : l'O-Phthaldialdéhyde et d'un tampon : le Sodium tetraborate decahydrate.

Les échantillons ont été dilués cinq fois dans de l'eau Milli-Q, grâce à un diluteur automatique. Après ajout du réactif, les échantillons ont été laissés 24 heures à l'obscurité et agités une fois au bout de 12 heures. Passé le délai, les échantillons ont été analysés au fluorimètre. La solution de référence était constituée d'eau Milli-Q ayant subi le même traitement que les échantillons.

NB : il semblerait que nous ayons eu une erreur lors de la calibration du réactif. Cette erreur n'a malheureusement pas été rattrapable. Il en résulte que nos valeurs d'ammonium sont correctes en relatif mais pas en absolu. Les valeurs sur les eaux libres sont, elles, correctes en absolu.

2.1.4- Méthode d'analyse des nitrites+nitrates

L'eau qui a servi à l'analyse des nitrites et nitrates a été prélevée grâce aux rhizons, à la suite de l'eau qui a servi pour l'analyse d'ammonium. L'objectif était de prélever 20 millilitres. Pour certains sédiments, cet objectif n'a pas pu être atteint. Les échantillons ont été congelés jusqu'à leur traitement (pendant un mois à un mois et demi selon la date de prélèvement).

Les nitrites et les nitrates ont été mesurés selon la méthode qui consiste à doser les ions nitrites obtenu par réduction des ions nitrates. On obtient alors la somme des concentrations nitrites+nitrates. Les nitrates sont donc obtenus par déduction de la concentration des nitrites. Les échantillons n'ont pas été dilués. Cependant certains ont révélé, au moment de la décongélation, un précipité jaunâtre à rouge. Ces quelques échantillons ont été dilués. L'analyse a été réalisée grâce à un Autoanalyser à flux continu de type Bran-Luebbe III (Technicon).

2.1.5- Méthode d'analyse de l'azote organique dissous

L'azote organique dissous doit d'abord être dégradé en substances minérales avant d'être mesurés par colorimétrie grâce à un Autoanalyser à flux continu de type Bran-Luebbe III. La méthode d'oxydation qui a été utilisée est celle de Raimbault et al. (1999) par voie humide. Cette méthode consiste à dégrader la matière organique par un oxydant puissant : le persulfate de sodium sous des conditions faiblement alcalines (pH = 9) à 120°C et 1 atm. L'azote organique est alors transformé en substances minérales (nitrates). Une fois l'oxydation et la transformation en nitrates réalisé, le dosage est effectué sur les ions nitrites obtenus par réduction des ions nitrates. Tel que décrit précédemment. On mesure donc la somme des concentrations nitrites+nitrates. C'est par déduction que l'on obtient la concentration en azote organique dissous. Pour cela, à l'azote total mesuré sont soustraits la valeur d'ammonium et les valeurs de nitrites et nitrates mesurées indépendamment.

NB : Compte tenu de l'erreur sur l'ammonium, il existe également une erreur sur l'azote organique, mais cette erreur est la même pour tous les échantillons, les résultats sont donc corrects en relatifs, et ne modifient pas les interprétations qui en découlent.

2.2 Résultats des prélèvements de carottes de sédiments

Afin d'analyser la distribution des différentes formes d'azote et de phosphore dans les eaux interstitielles des sédiments de mangrove en fonction du type de zone, les différents paramètres ont été décrits site par site.

Nous nous devons de préciser que nous avons eu certains problèmes dans la calibration de l'ammonium. Par conséquent, les valeurs des concentrations absolues ne sont certainement pas bonnes, mais les variations relatives entre échantillons sont correctes. Cette erreur de calibration induit également une erreur sur les concentrations d'azote organique puisque ces dernières sont obtenues par soustraction des différentes formes d'azote à l'azote total. Mais encore une fois, les variations relatives restent justes et permettent des comparaisons en profondeur et entre sites.

Le tableau suivant (tab. 1) récapitule pour chaque site : la date et l'heure du prélèvement, les conditions météorologiques, le niveau de la marée et la hauteur de la nappe d'eau souterraine au moment du prélèvement. Est également notée la description détaillée incluant la longueur et la distinction des différentes parties de la carotte en fonction de la couleur et de la texture. Toute remarque utile à l'interprétation des résultats a été répertoriée notamment la présence de fibres végétales.

Type de zone	<i>Rhizophora</i> morts	<i>Rhizophora</i>	<i>Avicennia</i>	Tanne	Bassin d'élevage D
Date	03/06/2008	24/06/2008	12/06/2008	05/06/2008	10/06/2008
Heure	10h30	10h30	10h00	10h15	10h15
Météo	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil	Soleil
Marée	6h50 : 1,55 13h18 : 0,15	5h47 : 0,6 11h17 : 1,2	9h06 : 0,55 15,23 : 1,1	8h29 : 1,3 14h50 : 0,1	7h15 : 0,6 12h50 : 1,1
H. nappe (cm)	7	0	0	10	15
d. sortie bassin (m)	140	190	50	110	/
L. carotte (cm)	66	82	66	79	65 (à 70)
Couleur	Homogène Gris foncé	Homogène Gris rougeâtre	0-10 : marron clair 10-37 : gris 37-66 : marron rouge	0-16 : gris-vert 16-23 : gris-vert + tâches rouille 23-79 : marron	0-1 : marron beige 1-6 : noir 6-27 : gris-vert 27-37 : rouille 37-63 : marron-gris clair 63- (70) : gris-bleu
Texture	Fibreux tout le long	Très fibreux tout le long	0-10 : dense mou, fibreux 10-37 : dense dur 37-66 : mou fibreux	0-16 : friable 16-23 : compact 23-79 : compact mou	0-1 : mou 1-6 : non structuré 6-27 : compact dur 27-37 : compact mou 37-63 : granuleux sableux 63- (70) : sableux granuleux
Observations végétaux	Racines de <i>Rhizophora</i> tout le long En décomposition	Racines de <i>Rhizophora</i> tout le long. En décomposition et vivantes.	Nombreuses racines d' <i>Avicennia</i> dans les 10 premiers cm. Présence moindre jusqu'au bout. Pneumatophore	Racines de <i>Rhizophora</i> entre 29 et 79 cm	Racines de <i>Rhizophora</i> entre 35 et 45 cm Débris coquillés entre 45 et (70) cm

			jusqu'à 15 cm Anciennes racines de <i>Rhizophora</i> de 37 à 66 cm.		
Remarques	Très forte odeur de soufre	Très forte odeur de soufre			De 5 à 25 cm capacité de rétention très forte, difficultés pour pomper l'eau interstitielle

2.2.1- Site 1 : Zone de tanne

Trois parties ont pu être distinguées sur le prélèvement (fig. 6). De 0 à 16 cm, la couleur était gris vert, le sédiment était relativement sec et d'une texture friable. De 16 à 23 cm le sédiment était également de couleur gris vert et des tâches rouille ponctuaient la matrice principale. La texture de cette partie était compacte, le sédiment était plus humide. De 23 à 79 cm la couleur était marron. De nombreuses fibres correspondant à des racines rouges de *Rhizophora* ont été notées.

Le profil de salinité caractéristique de la zone du tanne est particulier. La salinité y atteint des valeurs supérieures à 100. Dès -2,5 cm la salinité est de 52‰, elle augmente ensuite jusqu'à 100‰ à 22,5 cm de profondeur. Les mesures suivantes n'ont pu être réalisées puisque les valeurs de salinité dépassaient la gamme proposée par le réfractomètre, i.e. >100.

Le profil de pH montre que l'acidité est plus forte en profondeur qu'en surface. Sous la surface le pH est de 7,72. L'acidité augmente régulièrement jusqu'à 22,5 cm de profondeur. A partir de là et jusque dans la partie inférieure, le pH est stable à environ 6,6.

Le long des 22,5 premiers cm des sédiments du tanne le potentiel redox augmente passant de 256 mV à 330 mV. En dessous, une chute régulière du potentiel redox conduit à l'enregistrement de valeurs négatives à partir de 42,5 cm. Le potentiel redox se stabilise alors aux alentours de -105 mV. Les sulfures dissous étaient sous la limite de détection ($10^{-7}M$).

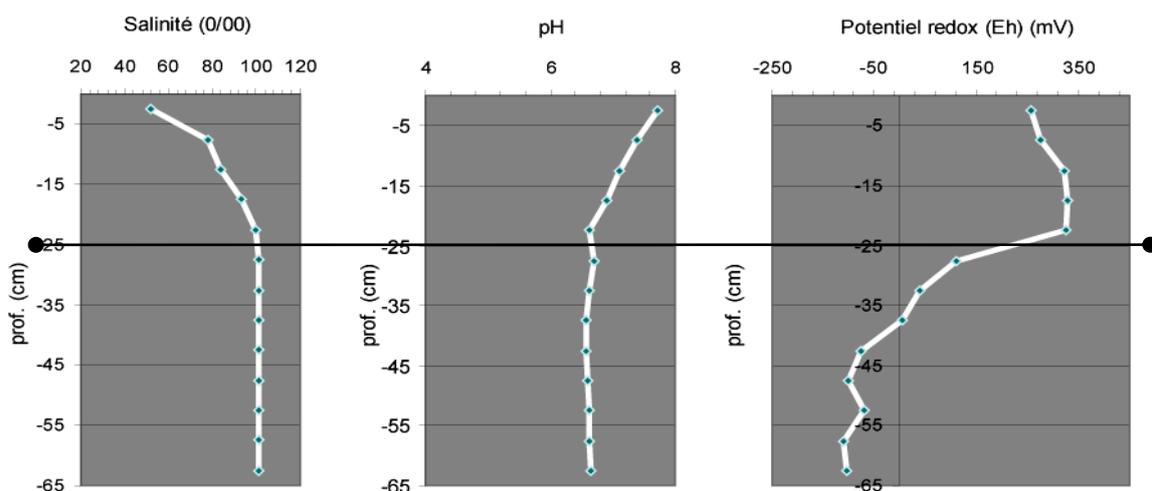


Fig. 6 : Distribution verticale de la salinité, du pH, du potentiel redox et des sulfures mesurés dans la zone de tanne. Délimitation des deux zones de changements majeurs des paramètres.

Les valeurs d'ammonium sont comprises entre $48,80 \mu\text{mol.l}^{-1}$ et $185,64 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (fig. 13). Juste sous la surface la concentration est de $58,58 \mu\text{mol.l}^{-1}$. On observe alors le minimum ($48,80 \mu\text{mol.l}^{-1}$) au niveau du point suivant. Ensuite une augmentation des valeurs d'ammonium s'amorce jusqu'à 27,5 cm de profondeur. A partir de ce point la concentration oscille autour de $155 \mu\text{mol.l}^{-1}$ en moyenne.

Les valeurs de nitrites+nitrates sont comprises entre 1,97 et 135,83 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ (fig. 7). Juste sous la surface du sol, la concentration est de 75,90 $\mu\text{mol.l}^{-1}$. Elle augmente ensuite et prend sa valeur maximale. A partir de 7,5 cm de profondeur, les concentrations en NO_2+NO_3 diminuent régulièrement jusqu'à 27,5 cm de profondeur et atteignent une valeur de 3,04 $\mu\text{mol.l}^{-1}$. A partir de là, les valeurs de nitrites+nitrates diminuent très légèrement et atteignent leur valeur minimale de 1,97 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en bas de la carotte.

La concentration d'azote organique varie de 0 à 192,01 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ (fig. 7). A 5,5 cm de profondeur la valeur est de 101,80 $\mu\text{mol.l}^{-1}$. Au niveau des deux points suivants, les concentrations en azote organique chutent brusquement et deviennent nulles. Ensuite, elles augmentent régulièrement jusqu'en profondeur et prennent une valeur de 11,57 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ en bas de la carotte. On observe toutefois un pic à 37,5 cm de profondeur, où la concentration est maximale (192,36 $\mu\text{mol.l}^{-1}$).

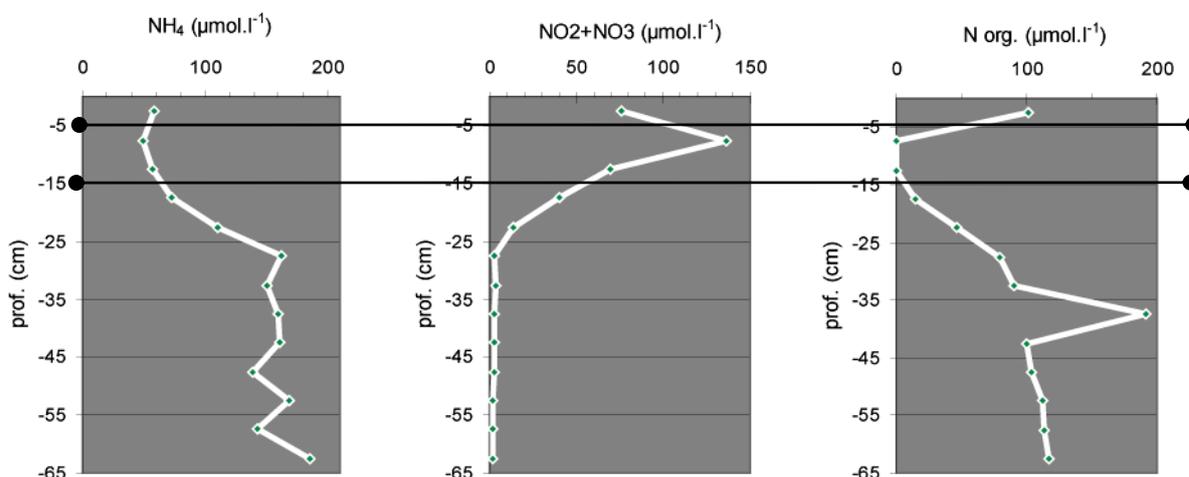


Fig. 7 : Distribution en profondeur de l'ammonium, des nitrites+nitrates et de l'azote organique mesurés dans la zone de tanne.

2.2.2- Site 2 : Zone à *Avicennia*

L'observation de la carotte prélevée dans la zone à *Avicennia* a permis de distinguer trois parties. Jusqu'à 10 cm la couleur était marron clair. La structure du sédiment était dense et molle. De fines et très nombreuses fibres entrelacées ont pu être identifiées comme des racines d'*Avicennia*. Par ailleurs un pneumatophore était enfoncé dans le sédiment sur 15 cm de profondeur. La partie comprise entre 10 à 37 cm était de couleur grise. Le sédiment était également dense mais plus dur. Quelques fines racines d'*Avicennia* étaient encore présentes. La partie inférieure de la carotte (de 37 à 66 cm) était de couleur marron rouge. Le sédiment était mou et très fibreux à cause des nombreuses racines mortes de *Rhizophora*. En proportion nettement moindre, quelques racines d'*Avicennia* ont encore pu être identifiées.

La salinité varie de 43‰ à 57‰ (fig. 8). Dès la surface on note une valeur de salinité de 43‰. Elle augmente jusqu'à 12,5 cm de profondeur et atteint 49‰. La salinité décroît à 44‰ sur les 5 cm suivants. Puis une nouvelle augmentation s'amorce jusqu'à 27,5 cm, profondeur à partir de laquelle la salinité se stabilise à 57‰ jusqu'au fond.

Le pH est plus acide en sub-surface avec des valeurs de 4,40 et 4,72 à respectivement 2,5 et 7,5 cm de profondeur (fig. 8). Il augmente ensuite à partir de 12,5 cm de profondeur et reste stable à environ 6,55 jusqu'en bas de la carotte.

Le potentiel d'oxydoréduction est à son maximum en sub-surface (387 mV) (fig. 14). Il diminue ensuite régulièrement et se stabilise autour de 130 mV à partir de 17,5 cm de profondeur.

Les sulfures dissous ont été mesurés mais les concentrations étaient sous la limite de détection de l'électrode ($10^{-7}M$) (fig. 8).

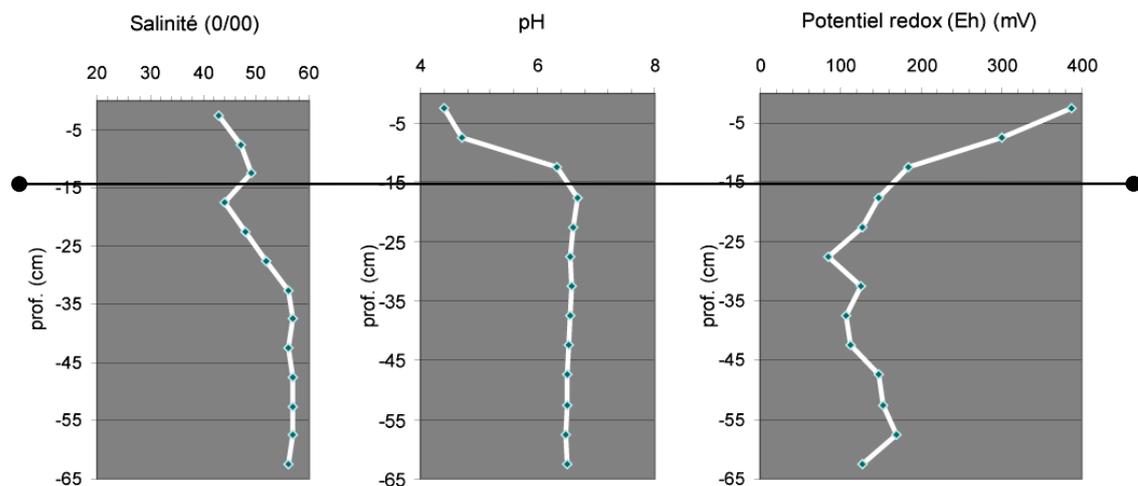


Fig. 8 : Distribution verticale de la salinité, du pH, du potentiel redox et des sulfures mesurés dans la zone à *Avicennia*. Délimitation des deux zones de changements majeurs des paramètres.

Les concentrations en ammonium croissent continuellement de haut en bas de la carotte (fig. 9). Dans les parties supérieures du prélèvement, les concentrations en ammonium sont nulles. A partir de 12,5 cm de profondeur, les valeurs augmentent, passant de $53,17 \mu\text{mol.l}^{-1}$ à 12,5 cm de profondeur, à $106,63 \mu\text{mol.l}^{-1}$, son maximum, à 62,5 cm de profondeur.

Les nitrites et nitrates sont plus présents à la surface qu'en profondeur dans le sol recouvert par *Avicennia* (fig. 9). Sous la surface la valeur est de $9,49 \mu\text{mol.l}^{-1}$ et baisse à $5,37 \mu\text{mol.l}^{-1}$, à 7,5 cm de profondeur. On observe ensuite une nouvelle augmentation des concentrations des nitrites et nitrates qui atteignent leur maximum ($10,52 \mu\text{mol.l}^{-1}$) à 12,5 cm de profondeur. Au niveau du point suivant (17,5 cm de profondeur), la concentration en NO_2+NO_3 chute à $2,58 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Jusqu'à 62,5 cm de profondeur, la valeur reste constante à environ $2,75 \mu\text{mol.l}^{-1}$.

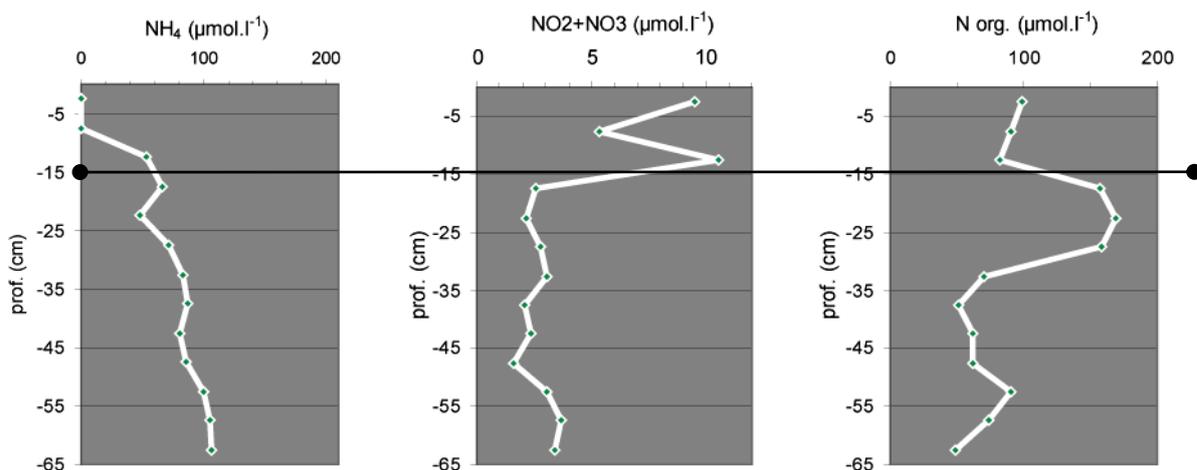


Fig. 9 : Distribution en profondeur de l'ammonium, des nitrites+nitrates et de l'azote organique mesurés dans la zone à *Avicennia*.

L'azote organique est stable jusqu'à 12,5 cm de profondeur, aux alentours de $90 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Les concentrations augmentent ensuite jusqu'à 22,5 cm de profondeur et atteignent leur maximum ($169,55 \mu\text{mol.l}^{-1}$). Une chute de la concentration est ensuite observée le long des deux points suivants. La

valeur atteinte est de $70,17 \mu\text{mol.l}^{-1}$, elle reste constante jusqu'à 52,5 cm de profondeur. Une diminution est ensuite visible, le minimum de $49,32 \mu\text{mol.l}^{-1}$ est atteint à 62,5 cm de profondeur.

2.2.3- Site 3 : Zone à *Rhizophora morts*

La carotte prélevée a révélé une quantité importante de racines mortes sur toute sa longueur, démontrant la richesse de ce sol en matière organique. La couleur rouge de ces racines indique qu'il s'agissait bien de tissus de *Rhizophora*. La couleur du sédiment, gris foncé, était homogène de haut en bas de la carotte.

Les eaux interstitielles de cette carotte présentent une salinité variant de 37‰ à 51‰ (fig. 10). On observe une décroissance de la salinité entre la surface et 7,5 cm de profondeur, avec des valeurs passant de 45‰ à 37‰. Puis sous cette profondeur, la salinité augmente régulièrement pour atteindre 51‰ à 62,5 cm de profondeur.

Le pH en surface est de 5,22, il diminue sur les 5 cm suivants pour atteindre 4,49 qui est son minimum sur cette carotte (fig. 10). Il croît ensuite brusquement jusqu'à 12,5 cm de profondeur et reste stable tout le long du profil à 6,6 de moyenne.

Les valeurs du potentiel d'oxydoréduction sont à leur maximum au niveau des deux premiers points (307 et 365 mV) (fig. 10). A partir de 12,5 cm de profondeur le potentiel redox chute fortement et devient négatif (-83 mV). A partir de 17,5 cm et jusqu'en bas de la carotte le potentiel reste stable aux alentours de -180 mV.

La présence de sulfures dissous a rapidement été identifiable de part la forte odeur dégagée lors du traitement des sédiments (fig. 16). Toutefois leur présence n'a été détectable qu'à partir de 17,5 cm de profondeur. A partir de là, les concentrations varient de $0,024 \text{ mmol.l}^{-1}$ à $0,56 \text{ mmol.l}^{-1}$.

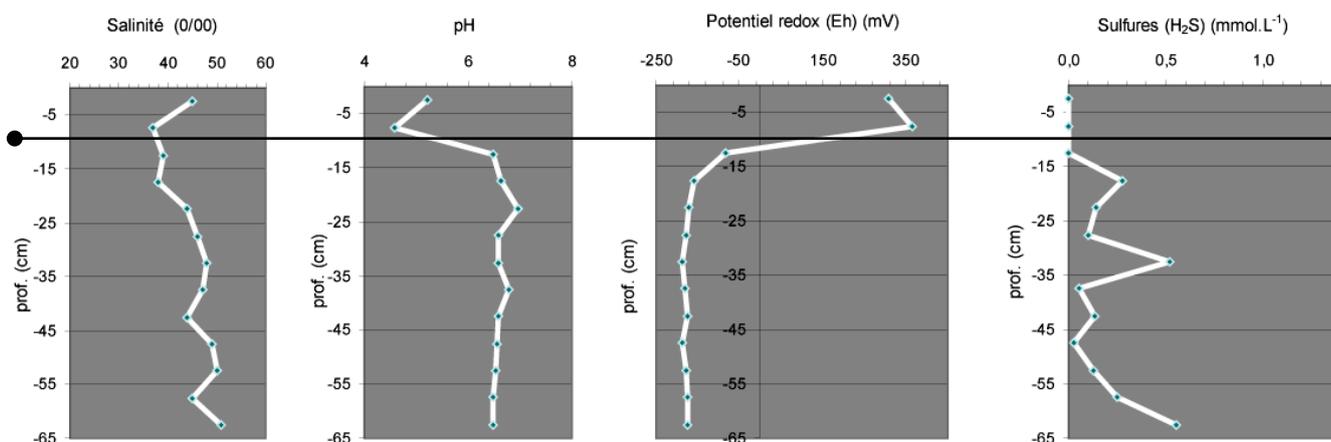


Fig. 10 : Distribution verticale de la salinité, du pH, du potentiel redox et des sulfures mesurés dans la zone à *Rhizophora* morts. Délimitation des deux zones de changements majeurs des paramètres.

La concentration en ammonium varie de $21,94 \mu\text{mol.l}^{-1}$ à $206,69 \mu\text{mol.l}^{-1}$. La concentration en ammonium décroît depuis la surface, jusqu'à 7,5 cm de profondeur passant de $43,43 \mu\text{mol.l}^{-1}$ à $21,94 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (fig. 11). A partir de là et jusqu'à 17,5 cm de profondeur on observe une très forte augmentation et la valeur d'ammonium atteint son maximum ($206,69 \mu\text{mol.l}^{-1}$) à 27,5 cm de profondeur). L'ammonium reste ensuite relativement stable autour de $166,81 \mu\text{mol.l}^{-1}$ de moyenne, avec un écart type de $56,96 \mu\text{mol.l}^{-1}$.

La concentration en NO_2+NO_3 varie de $0 \mu\text{mol.l}^{-1}$ à $3,65 \mu\text{mol.l}^{-1}$. De 2,5 jusqu'à 12,5 cm de profondeur, la valeur des nitrites et nitrates reste stable à environ $1,5 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (fig. 11). A partir de ce dernier point la concentration chute puis se stabilise à environ $0,40 \mu\text{mol.l}^{-1}$ jusqu'à 27,7 cm de profondeur. A 32,5 cm de profondeur on observe un pic de nitrites+nitrates qui prend sa valeur

maximale. Au point suivant, la concentration en nitrites+nitrates est nulle. A partir de 37,5 cm de profondeur et jusqu'en bas de la carotte, on observe une augmentation constante : la valeur à 62,5 cm de profondeur est de $1,50 \mu\text{mol.l}^{-1}$.

Les valeurs d'azote organique sont comprises entre $82,23$ et $555,30 \mu\text{mol.l}^{-1}$. De 2,5 à 5,5 cm de profondeur, les valeurs ne varient pas, elles sont d'environ $85 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (fig. 11). A partir de 5,5 cm de profondeur, la concentration en azote organique augmente fortement jusqu'à 22,5 cm de profondeur, puis reste constante jusqu'en bas du profil à environ $520 \mu\text{mol.l}^{-1}$ de moyenne.

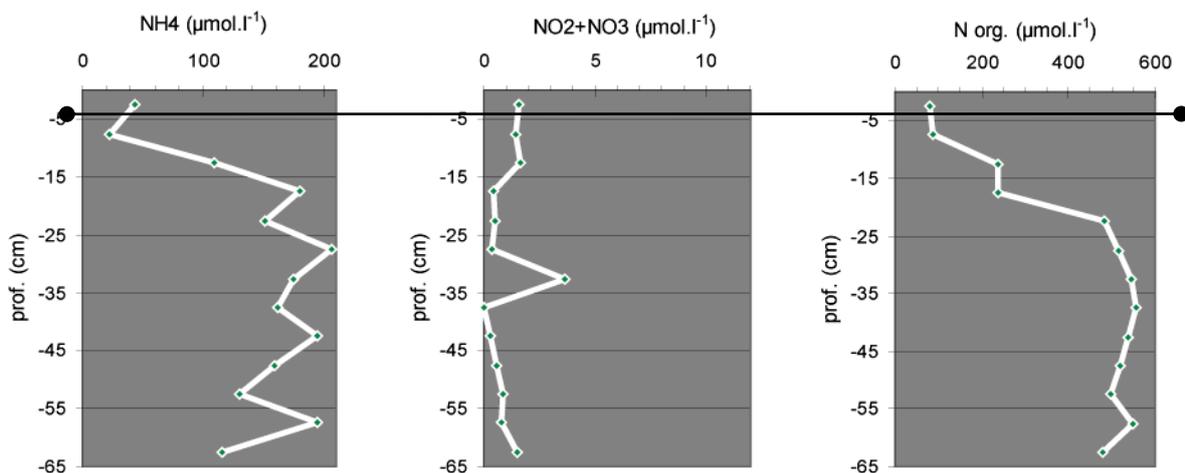


Fig. 11 : Distribution en profondeur de l'ammonium, des nitrites+nitrates et de l'azote organique mesurés dans la zone à *Rhizophora* morts.

2.2.4- Site 4 : Zone à *Rhizophora*

La carotte prélevée était d'une couleur gris-rougeâtre de manière homogène. De très nombreuses racines de *Rhizophora* à la fois vivantes et mortes ont été notées également de manière homogène tout le long de la carotte.

Les valeurs de salinité sont comprises entre 37‰ et 51‰ (fig. 12). Jusqu'à 17,5 cm de profondeur la salinité reste stable entre 37‰ et 39‰. Au-delà la salinité augmente de manière régulière et se stabilise autour de 50‰ à partir de 32,5 cm de profondeur.

Si la variation du pH est très faible et difficilement observable sur le graphique, les valeurs nous indiquent une légère augmentation de haut en bas du profil (fig. 12). En sub-surface la valeur est de 6,11 à 6,12. Ensuite à partir de 12,5 cm le pH augmente régulièrement et passe de 6,18 à 6,40 en profondeur.

Le potentiel redox varie de 263 mV à -262 mV (fig. 12). Il est à son maximum en sub-surface. A partir de 12,5 cm de profondeur il chute très brutalement et devient négatif. A partir de 17,5 cm de profondeur le potentiel d'oxydoréduction diminue légèrement puis se stabilise à -160 mV à 37,5 cm de profondeur.

Cette carotte s'est révélée également très odorante, indiquant la présence de sulfures dissous qui ont effectivement été détectés à partir de 17,5 cm de profondeur (fig. 18). On peut observer un pic fort à -22,5 cm ($0,83 \text{ mmol.l}^{-1}$). Une seconde augmentation (de 0,14 à $1,36 \text{ mmol.l}^{-1}$) est observable entre -27,5 et -47,5 cm. Au-delà, les concentrations en sulfures dissous diminuent jusqu'à $0,98 \text{ mmol.l}^{-1}$ à 62,5 cm.

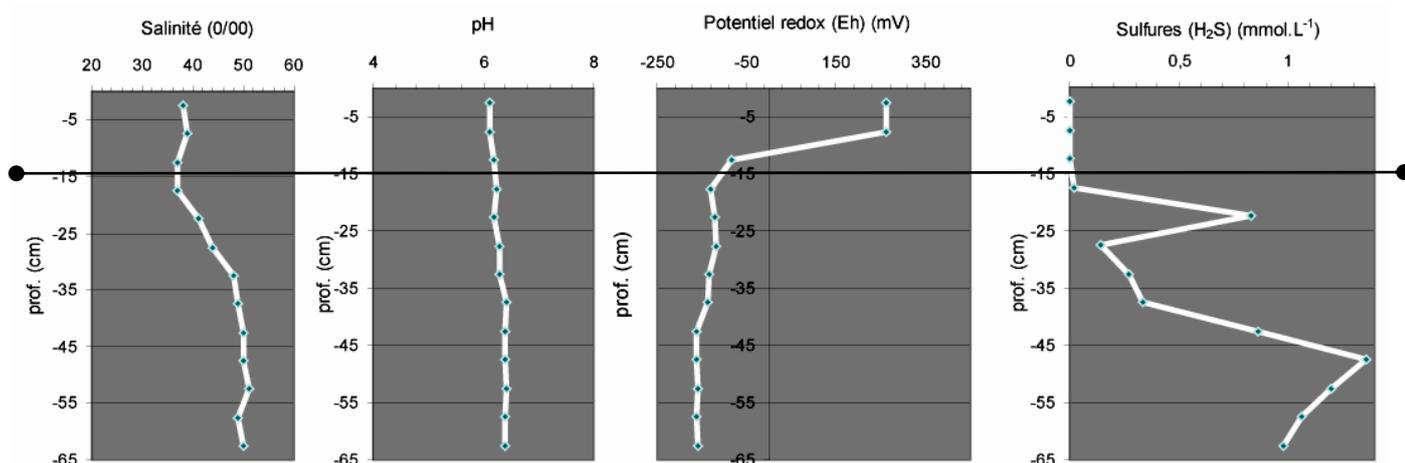


Fig. 12 : Distribution verticale de la salinité, du pH, du potentiel redox et des sulfures mesurés dans la zone à *Rhizophora*. Délimitation des deux zones de changements majeurs des paramètres.

La concentration d'ammonium varie de $81,32 \mu\text{mol.l}^{-1}$ à $193,39 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (fig. 13). En surface elle est de $90,39 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Elle augmente ensuite assez fortement jusqu'à $17,5 \text{ cm}$ pour atteindre son maximum. Une diminution s'amorce ensuite jusqu'en bas de la carotte pour atteindre les valeurs minimales proche de $80 \mu\text{mol.l}^{-1}$.

La concentration en NO_2+NO_3 est comprise entre $1,54$ et $8,17 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (fig. 13). De la surface à $12,5 \text{ cm}$ de profondeur, la valeur diminue, passant de $6,10$ à $1,63 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Le maximum est atteint au point suivant, après une forte croissance. Suite à cela, la concentration en NO_2+NO_3 diminue jusqu'à $32,5 \text{ cm}$ de profondeur et atteint une valeur de $4,06 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Une nouvelle augmentation peut être observée jusqu'à $42,5 \text{ cm}$ de profondeur où la valeur est de $6,06 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Enfin, la valeur diminue à nouveau et reste stable à environ $1,70 \mu\text{mol.l}^{-1}$.

Dans le sol colonisé par *Rhizophora*, la concentration en azote organique augmente légèrement de $2,5$ à $12,5 \text{ cm}$ de profondeur, où elle passe de $47,24$ à $94,12 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (fig. 13). La concentration reste très stable en profondeur, le maximum ($86,38 \mu\text{mol.l}^{-1}$) est atteint à $62,5 \text{ cm}$ de profondeur.

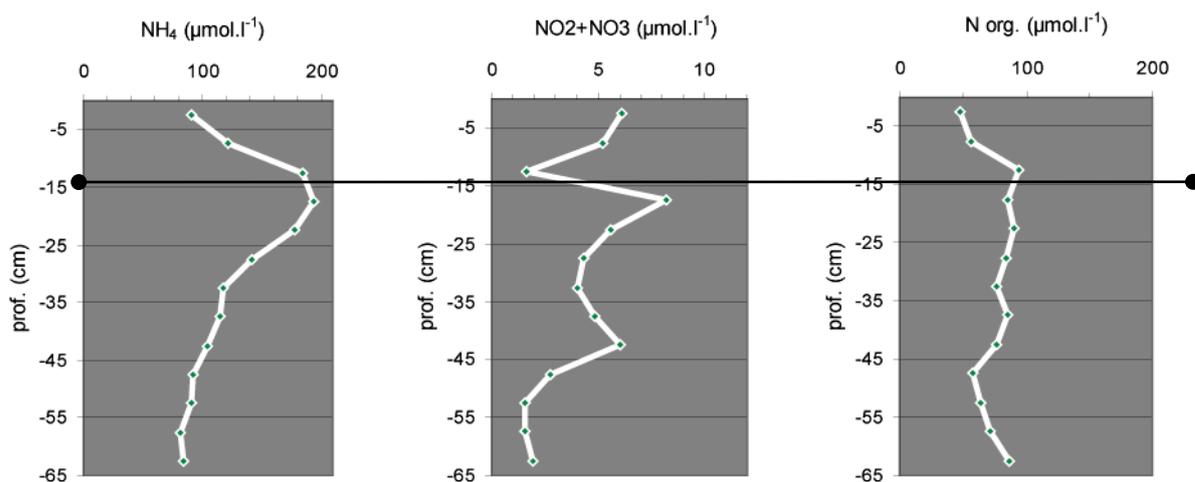


Fig. 13 : Distribution en profondeur de l'ammonium, des nitrites+nitrates et de l'azote organique mesurés dans la zone à *Rhizophora*.

2.2.5- Site 5 : Bassin d'élevage

Six parties plus ou moins longues ont été dénombrées sur le prélèvement. La couche superficielle sur le premier centimètre était de couleur marron beige. Une couche très noire et non structurée constituait les 5 cm suivants. En dessous, de 6 à 27 cm de profondeur, la couleur était gris vert, le sédiment était compact et dur. Puis de 27 à 37 cm de profondeur, le sédiment était de couleur rouille, compact et mou. De 37 à 63 cm de profondeur le sédiment était couleur marron gris clair et granuleux. Il faut noter, dans cette partie, la présence d'anciennes racines de *Rhizophora* de 37 à 45 cm de profondeur, ainsi que du sable et de nombreux débris coquillés de 45 à 63 cm de profondeur. Enfin de 63 à 70 cm de profondeur, la carotte était de couleur gris bleu et de nombreuses coquilles étaient mélangées dans des sédiments très sableux.

La salinité varie de 28 à 51‰ (fig. 14). Juste sous la surface, elle est de 42‰. On observe ensuite une chute importante où la salinité passe à 27‰. A partir de là jusque dans la partie inférieure de la carotte, la salinité augmente régulièrement pour atteindre son maximum.

Le pH est plus faible (6,4) à 2,5 cm de profondeur (fig. 14). Il augmente ensuite et reste stable à environ 7,4 entre 7,5 et 27,5 cm de profondeur. On constate ensuite une diminution légère, le pH passant à 7,4, au cours des 10 cm suivants. A partir de 42,5 cm de profondeur le pH s'élève à nouveau et se stabilise à 6,8.

Le potentiel d'oxydoréduction est fort (entre 250 et 340 mV) sous la surface et jusqu'à 32,5 cm de profondeur (fig. 14). A partir de 37,5 cm de profondeur, il diminue et atteint son minimum (144 mV) à 52,5 cm de profondeur. On observe par la suite une légère augmentation du potentiel d'oxydoréduction qui prend une valeur de 170 à 62,5 cm de profondeur.

Les sulfures dissous étaient sous la limite de détection (10^{-7} M).

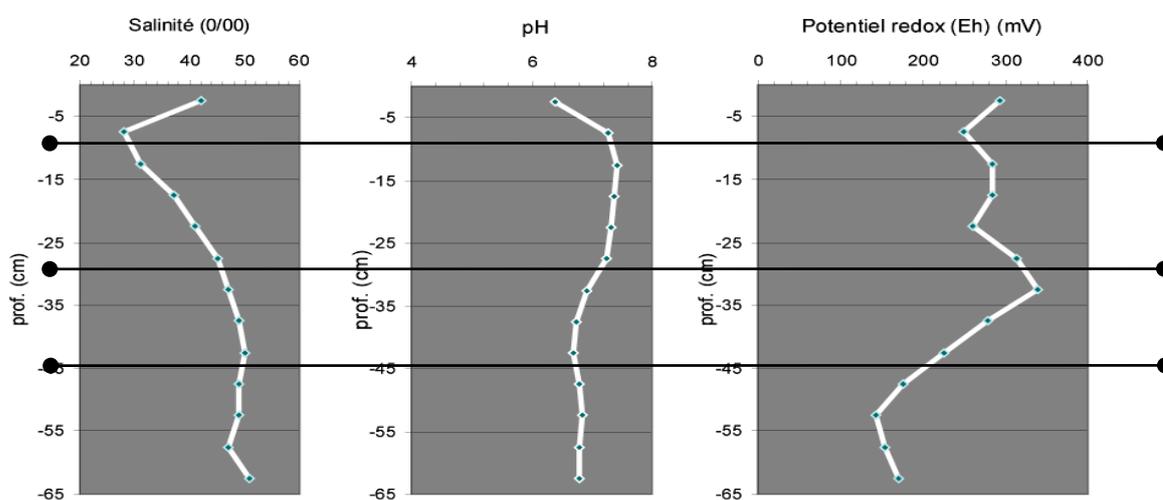


Fig. 14 : Distribution verticale de la salinité, du pH, du potentiel redox et des sulfures mesurés dans le bassin d'élevage. Délimitation des quatre zones de changements majeurs des paramètres.

L'ammonium varie sensiblement de la surface jusqu'en profondeur (fig. 15). A la surface, ont été mesurés seulement $7,72 \mu\text{mol.l}^{-1}$ d'ammonium. Jusqu'à 7,5 cm de profondeur, la concentration en ammonium augmente et atteint $71,87 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Une légère diminution intervient sur les deux points suivants, la concentration d'ammonium chute à $59,15 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Puis à partir de 22,5 cm de profondeur la valeur d'ammonium augmente à nouveau, et prend sa valeur maximale ($129,38 \mu\text{mol.l}^{-1}$) à 37,5 cm de profondeur. L'ammonium reste ensuite stable à $115 \mu\text{mol.l}^{-1}$ environ jusqu'en bas de la carotte.

Les valeurs de NO_2+NO_3 sont comprises entre 0,82 et $42,28 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (fig. 15). Le minimum est atteint sous la surface du sol. Les concentrations augmentent ensuite jusqu'à 12,5 cm de profondeur et

atteint sa valeur maximale. A partir de là, la concentration en NO_2+NO_3 diminue jusqu'à 37,5 cm de profondeur et se stabilise ensuite à $1,9 \mu\text{mol.l}^{-1}$ jusqu'au bas du profil.

La concentration en azote organique dans le sol de tanne varie de 47,80 à $329,46 \mu\text{mol.l}^{-1}$ (fig. 15). Entre 2,5 et 12,5 cm de profondeur, on observe un pic d'azote organique dont le sommet est à 7,5 cm de profondeur. La valeur passe ainsi de 103,82 à $329,36 \mu\text{mol.l}^{-1}$, avant de chuter à nouveau à $115,42 \mu\text{mol.l}^{-1}$. On observe ensuite une légère augmentation ($161,47 \mu\text{mol.l}^{-1}$), puis une diminution à $47,80 \mu\text{mol.l}^{-1}$ jusqu'à 27,5 cm de profondeur. A partir de ce point la concentration en azote organique augmente régulièrement jusqu'à 57,5 cm de profondeur et atteint $277,57 \mu\text{mol.l}^{-1}$. Au point suivant, 62,5 cm de profondeur, la concentration diminue à nouveau à $159,95 \mu\text{mol.l}^{-1}$.

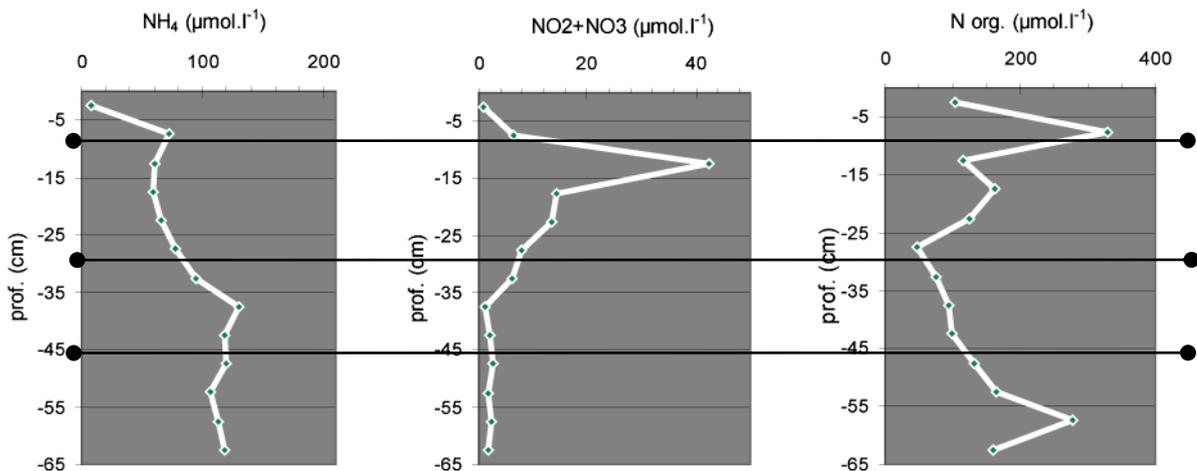


Fig. 15 : Distribution en profondeur de l'ammonium, des nitrites+nitrates et de l'azote organique mesurés dans le bassin d'élevage.

III Prélèvements et analyses d'eau libre

Dans le but d'étudier la distribution des différentes formes d'azote dans les effluents en fonction de la distance et du type de végétation, des prélèvements d'eau libre ainsi que des analyses physicochimiques ont été réalisées. Ceci a également servi de point de comparaison avec les valeurs trouvées dans les eaux interstitielles des sédiments.

3.1- Description des sites de prélèvement et méthode de travail

Les prélèvements ont eu lieu le 19 juin 2008. Ils ont été réalisés le long de deux transects dans la mangrove de Moindou, en aval de la ferme de Sodacal. Huit sites de prélèvement ont été choisis en fonction de la distance vis-à-vis de la sortie des bassins et en fonction du type de zone de mangrove. Un neuvième prélèvement a été réalisé en amont de la ferme, juste avant la station de pompage, il sert de point numéro 1 pour les deux transects. Le premier transect (fig. 16) part d'un bassin d'élevage des géniteurs, il passe ensuite par le canal qui conduit les effluents de ces bassins dans la mangrove, puis dans une zone à *Avicennia* avant de rejoindre une mare à la transition entre la zone à *Avicennia* et la zone à *Rhizophora*. Enfin, le dernier prélèvement de ce transect a été effectué dans la zone de *Rhizophora* morts. Ce transect suit celui qui a été choisi pour les prélèvements de carottes de sédiments. Le second transect (fig. 17) a débuté dans un bassin d'élevage, au niveau du moine de sortie. La densité de crevettes au moment du prélèvement était de $16,5/\text{m}^2$. Un second prélèvement a eu lieu en sortie de bassin. Le troisième échantillon a été prélevé plus loin, dans un bras mort du chenal, au niveau de la zone à *Rhizophora*.



Fig. 16 : Localisation du transect n° 1 des prélèvements d'eau réalisés le 19 juin 2008 sur la mangrove recevant les effluents de la fermes Sodacal (commune de Moindou).



Fig. 17 : Localisation du transect n° 2 des prélèvements d'eau réalisés le 19 juin 2008 sur la mangrove recevant les effluents de la fermes Sodacal (commune de Moindou).

L'eau prélevée a été échantillonnée par site, dans trois flacons de 20 ml pour ensuite être congelés et être analysés à l'Autoanalyzer à flux continu de type Bran-Luebbe III (Technicon) pour les analyses de nitrites et nitrates ainsi que d'azote total. Trois flacons de 40 ml d'eau ont également été collectés par site, ils ont servis aux analyses d'ammonium.

Les paramètres physicochimiques de pH, salinité et température, ont été mesurés grâce à des sondes spécifiques.

3.2 Résultats des prélèvements d'eau libre

Le tableau 2 présente les valeurs de la qualité des eaux libres. Il permet de percevoir la variabilité qui existe entre chaque site de prélèvement. C'est une description de la qualité des effluents à un instant donné de l'élevage.

Tab. 2 : Paramètres physicochimiques et concentration des différentes formes d'azote mesurées dans l'eau, le long de deux transects réalisés autour de la ferme de Sodacal, en amont, dans les bassins et dans la mangrove recevant les effluents.

	transect 1						transect 2		
	amont de l'élevage	bassin des géniteurs	canal adjacent aux bassins des géniteurs	Zone à <i>Avicennia</i>	Zone de transition entre <i>Avicennia</i> et <i>Rhizophora</i>	Zone de <i>Rhizophora</i> morts	Bassin de grossissement	Sortie de bassin de grossissement	zone à <i>Rhizophora</i>
pH	7,85	8,02	7,91	7,04	6,75	7,17	7,98	7,97	7,89
Salinité (%)	32,98	31,65	31,88	32,78	38,3	36,6	32,57	32,77	32,93
O2D (mg.l ⁻¹)	2,95	8,65	7,35	4,36	3,7	5,28	5,61	5,04	3,69
NH4 (μmol.l ⁻¹)	4,71	4,10	5,77	7,27	27,28	26,60	4,21	4,40	5,44
NO2+NO3 (μmol.l ⁻¹)	1,22 (± 0,09)	1,37 (± 0,70)	1,32 (± 0,30)	1,45 (± 0,40)	1,13 (± 0,10)	1,11 (± 0,02)	2,77 (± 2,31)	1,34 (± 0,79)	1,38 (± 0,11)
N org. (μmol.l ⁻¹)	14,03 (± 0,59)	21,73 (± 1,95)	22,98 (± 5,90)	21,27 (± 0,76)	39,91 (± 2,48)	37,59 (± 1,02)	19,51 (± 2,45)	23,78 (± 6,24)	19,97 (± 1,66)

Le pH varie de 6,75 à 8,02, la moyenne étant de 7,62. On retrouve les plus fortes valeurs de pH dans et à la sortie des bassins. L'acidité est plus forte dans la mangrove.

La moyenne des valeurs de salinité est de 33,61‰. Les valeurs extrêmes sont 31,65 et 38,3‰. Les valeurs les plus faibles ont été relevées dans et à la sortie des bassins. Les salinités les plus fortes sont observées dans deux zones de mangrove.

La concentration en oxygène dissous varie de 2,95 à 8,65 mg.l⁻¹. La valeur moyenne est de 5,18 mg.l⁻¹. Les plus faibles concentrations en oxygènes dissous ont été relevées en amont de l'élevage et dans les zones de mangrove éloignées. Les plus fortes valeurs d'oxygène dissous sont observables dans et à la sortie des bassins.

En ce qui concerne les différents composés azotés, la concentration d'ammonium varie fortement de 4,10 à 27,28 μmol.l⁻¹. La valeur moyenne est de 9,98 μmol.l⁻¹. Les concentrations d'ammonium sont les plus fortes dans les zones de mangrove.

Les nitrites et les nitrates ont une concentration moyenne de 1,45 μmol.l⁻¹. Les valeurs les plus faibles (1,13 et 1,11 μmol.l⁻¹) ont été relevées dans des zones de mangrove, tandis que la valeur maximale (2,77 μmol.l⁻¹) correspond à la concentration trouvée dans l'eau du bassin d'élevage.

Les valeurs extrêmes de la concentration en azote organique sont $14,03 \mu\text{mol.l}^{-1}$ et $39,91 \mu\text{mol.l}^{-1}$, respectivement notées en amont de l'élevage et dans une mare de mangrove à la transition entre la zone de *Rhizophora* et la zone d'*Avicennia*.

IV Discussion à propos de la distribution des différentes formes d'azote dans les eaux interstitielles d'une mangrove recevant les effluents de la crevetticulture et sur le rôle des palétuviers

L'étude de la distribution des différentes formes d'azote dans les eaux interstitielles des sédiments de mangrove en fonction du type de zone a pu être réalisée sur 65 cm de profondeur. Les variations qui ont été décrites précédemment pour chaque paramètre vont désormais être analysées grâce à la synthèse bibliographique du cycle de l'azote. Ceci permettra de tenter d'expliquer les phénomènes géochimiques qui engendrent la distribution verticale des différentes formes d'azote dans les sédiments de mangrove. Ensuite une comparaison entre sites de prélèvement sera réalisée de manière à mettre en avant les spécificités de chaque zone ainsi que le rôle des palétuviers vis-à-vis du devenir des effluents de la crevetticulture.

4.1- Variabilité des paramètres physico-chimiques dans les eaux interstitielles des sédiments de mangrove

A. Zone de tanne

Le tanne est une zone extrême pour certains paramètres. Les valeurs de salinité sont très fortes, dépassant 100‰ en profondeur.

Grâce aux valeurs des paramètres physicochimiques, nous avons pu distinguer deux zones verticales le long du profil. La première est comprise entre la surface et 25 cm de profondeur. La seconde va de 25 cm à 62,5 cm de profondeur. Dans la partie supérieure, la salinité est forte dès la surface (52‰) et elle s'accroît ensuite jusqu'à 22,5 cm de profondeur pour atteindre la valeur de 100‰. Au-delà, les valeurs de salinité s'accroissaient encore mais elles n'ont pu être précisément mesurées puisque notre réfractomètre ne permettait que des mesures jusqu'à 100‰. Le tanne nu, dans lequel a été effectué notre prélèvement est en effet une zone de mangrove dépourvu de couvert végétal et qui est soumis à des taux d'évaporation très forts. Par ailleurs c'est une zone peu inondée puisqu'elle est située au plus haut point altitudinal de la mangrove. Pour ces raisons le sel s'accumule dans les sédiment du tanne. Il s'accumule d'autant plus en profondeur à cause de la percolation de l'eau interstitielle.

Le pH quant à lui est plus fort en sub-surface. Il est proche d'une valeur de 8, puis il diminue et se stabilise à partir de 22,5 cm de profondeur aux alentours de 6,6. Les fortes valeurs de pH peuvent être du à une submersion, du tanne étudié, par l'eau de mer quelques jours avant notre prélèvement. Cette eau ayant un pH d'environ 8, elle a pu influencer le pH des eaux interstitielles du sédiment.

Le potentiel d'oxydoréduction varie de 250 à 330 mV dans la zone supérieure, caractérisant des conditions sub-oxiques. Au moment du prélèvement de la carotte de sédiment la nappe d'eau était présente à 10 cm de profondeur. Cependant quelques jours auparavant, nous avons pu observer que ce même tanne était beaucoup plus sec, ce qui provoquait des craquelures et des fissures visibles. Les fortes valeurs de potentiel d'oxydoréduction sont peut être dues à cet assèchement temporaire qui a permis d'oxygéner le sédiment en profondeur. En dessous de 25 cm de profondeur le potentiel d'oxydoréduction devient inférieur à 100 mV puis négatif. Cette zone est donc anoxique.

B. Zone à *Avicennia*

Nous avons distingué deux zones délimitées par une limite à 15 cm de profondeur. Au dessus, la salinité est de 43 à 49‰. Les valeurs de pH sont faibles par rapport à celles des couches plus profondes. Le potentiel d'oxydoréduction est très fort en sub-surface (387 mV). Il diminue ensuite jusqu'à 12,5 cm de profondeur mais ces sédiments proches de la surface restent oxygènes.

La zone à *Avicennia* est la plus proche de la sortie de l'élevage, elle reçoit donc en permanence de l'eau des bassins et reste inondée en permanence. Ainsi la nappe d'eau au moment du prélèvement était présente dès la surface du sol. Nous avons pu noter la présence d'un chevelu racinaire dense dans les 10 premiers centimètres ainsi que la présence d'un pneumatophore s'enfonçant sur 15 cm. Ceci peut expliquer les fortes valeurs du potentiel d'oxydoréduction dans les 15 premiers centimètres. En fait les pneumatophores ont pour rôle d'apporter de l'oxygène à l'arbre. Ainsi, les tissus végétaux de ces organes sont riches en oxygène qui peut se diffuser dans le sédiment, plus pauvre (SHOLANDER, 1955).

Le pH est faible dans cette zone, ceci est dû au processus de dégradation aérobie de la matière organique qui libère des ions H^+ , acidifiant les sédiments.

Sous la limite tracée à 15 centimètres de profondeur, la salinité augmente et finit par se stabiliser à des valeurs fortes (autour de 55‰), jusque dans les couches les plus profondes. Ceci résulte du phénomène de percolation des eaux interstitielles qui provoquent l'accumulation du sel en profondeur. Le pH quant à lui, devient beaucoup plus neutre et est stable dès la limite dépassée. Le potentiel d'oxydoréduction se stabilise autour de 130 mV, lui aussi à partir de 15 cm de profondeur. Les valeurs d'oxydoréduction indiquent que les sédiments sont sub-oxygènes. A partir de 37 cm de profondeur nous avons observé des fibres rouges correspondant à d'anciennes racines de *Rhizophora*. Lors d'une succession écologique naturelle d'une mangrove, se sont d'abord les *Rhizophora* qui colonisent le front de mangrove, côté mer. Les *Avicennia* s'installent plus en arrière de mangrove (côté terre) (DUKE, 2006). La mangrove avance et l'altitude du sol de la zone à *Rhizophora* s'élève par piégeage et accumulation de sédiments. Cela engendre l'augmentation de la fréquence d'exondation du sol, les *Rhizophora* sont alors remplacés par les *Avicennia* qui colonisent la zone. Ainsi avant l'implantation des *Avicennia*, le terrain est occupé par des *Rhizophora*. C'est ce que nous observons grâce à notre prélèvement et ce qui explique la présence en profondeur d'anciennes racines de *Rhizophora*. La présence de cette matière organique engendre le phénomène de décomposition de la matière organique par les bactéries du sol qui consomment l'oxygène.

C. Zone à *Rhizophora* morts

Les profils des courbes mis en relation permettent de distinguer deux zones matérialisées sur les graphiques par la ligne tracée à 10 cm de profondeur. Le profil de salinité ne présente pas de distinction verticale marquée, cependant, on peut noter que la salinité est plus forte que celle de l'eau de mer tout le long du profil. La salinité est de 45‰ en sub-surface. Encore une fois, nous avons mesuré la hauteur de la nappe d'eau à 7 cm de profondeur. Sur cette zone à *Rhizophora* morts, aucun couvert végétal ne protège le sol de l'évaporation par le soleil. En sub-surface, au dessus de la nappe d'eau, l'évaporation de l'eau est active et par conséquent la salinité augmente. A 5,5 centimètres de profondeur la salinité devient égale à 37‰. Cette forte diminution est due au fait que cette profondeur est plus influencée par la nappe d'eau. Plus en profondeur, et jusqu'à 62,5 centimètres, la salinité augmente régulièrement, ce qui peut s'expliquer par la percolation de l'eau interstitielle et donc par l'accumulation du sel plus en profondeur (MARCHAND, 2006).

De la surface jusqu'à 10 cm de profondeur, le pH est plus faible qu'en profondeur. Le potentiel d'oxydoréduction est positif et proche de 350 mV, au dessus des 10 premiers centimètres, alors qu'en dessous, il est négatif. Les sulfures dissous ne sont détectables qu'à partir de 17,5 cm de profondeur. La mise en corrélation des valeurs de ces différents paramètres permet d'émettre certaines hypothèses quant aux conditions géochimiques régnant dans les sédiments de la zone à *Rhizophora* morts. Les valeurs du potentiel d'oxydoréduction étant aux alentours de 350 mV, nous pouvons considérer que les 10 premiers centimètres de sédiments sont oxiques. Cette hypothèse est soutenue par la relative acidité du pH qui est le résultat d'une libération d'ions H^+ par la dégradation aérobie de la matière organique. De plus, nous avons noté, lors du prélèvement de la carotte, que la nappe d'eau était à 7 cm de profondeur, le sol était donc plus aéré dans cette zone de sub-surface. Au-delà des 10 premiers centimètres, le pH devient proche de la neutralité, le potentiel d'oxydoréduction devient négatif et la présence de sulfures dissous est détectable (entre 0,024 mmol.l⁻¹ et 0,56 mmol.l⁻¹). Nous pouvons donc en déduire que cette zone est anoxique. Ceci peut s'expliquer par les observations que nous avons faites en ce qui concerne la nappe d'eau et sur la forte densité de racines mortes tout le long des 65 cm de sédiments prélevés. Ces sédiments de profondeur n'étant plus aérés à cause de la présence de la nappe d'eau et étant riches en matière organique, la décomposition de cette matière doit se faire principalement grâce au phénomène de sulfatoréduction.

D. Zone à *Rhizophora*

Dans la zone à *Rhizophora* la corrélation entre les différents paramètres physicochimiques a permis d'établir à 15 cm de profondeur, une limite entre deux zones. Au moment du prélèvement la nappe d'eau était à la surface du sol. Au dessus de la ligne à 15 cm de profondeur, la salinité est proche de la salinité de l'eau de mer (37‰). Ceci peut s'expliquer par le fait que la zone à *Rhizophora* est la plus proche du front de mangrove est donc du lagon. La zone à *Rhizophora* est donc naturellement plus susceptible d'être régulièrement submergée. Ainsi les valeurs de salinité dans les couches superficielles du sol sont plus influencées par l'eau de mer. La variation de pH est très peu repérable sur cette carotte. S'il est légèrement plus faible dans les 15 premiers centimètres, le pH dans cette zone n'est que légèrement acide (6,11), dès les couches de sub-surface. Le pH de ces sédiments paraît lui aussi influencé par l'eau de mer dont le pH est de 8 ce qui fait baisser l'acidité. Les valeurs du potentiel d'oxydoréduction de 260 mV, indiquent que les sédiments au dessus de 15 cm de profondeur sont suboxiques. Ceci peut également expliquer les valeurs de pH par le fait que peu d'ions H^+ sont libérés dans cette zone suboxique où la décomposition de la matière organique n'est pas aussi efficace qu'en conditions oxiques.

Sous 15 cm de profondeur la salinité augmente et prend des valeurs d'environ 50‰. Comme nous l'avons dit précédemment, le pH varie peu dans ce sol. Sous 15 cm de profondeur, il n'augmente que très légèrement et atteint son maximum (6,40) à 62,5 cm de profondeur. Dans le sol de la zone à *Rhizophora* nous avons pu détecter la présence de sulfures dissous (jusqu'à 1,36 mmol.l⁻¹). Ils ont été détectés à partir de 15 cm de profondeur. Lors de la description de la carotte, nous avons noté la présence de racines de *Rhizophora* tout le long et de manière homogène. Cette masse racinaire dense fournit de la matière organique à décomposer. En profondeur les sédiments sont anoxiques et deviennent par conséquent le siège de processus de sulfato-réduction.

E. Bassin d'élevage

Dans le bassin d'élevage, l'analyse des paramètres physicochimiques permet de distinguer quatre zones. La première est située entre 0 et 10 cm de profondeur. Lors de la description de la carotte nous avons noté une couche de crème de vase sur un centimètre de profondeur, puis une couche noire et non structurée de 5 cm d'épaisseur.

La salinité dans les 10 premiers centimètres est forte (42‰). Ceci est du à l'évaporation qui a pu se produire depuis la vidange complète du bassin. Le pH est proche de la neutralité (6,4), il augmente ensuite. Comme nous y avons fait allusions auparavant, l'eau de mer a un pH proche de 8. L'eau qui alimente les bassins de la ferme de Sodacal est de l'eau de mer, on pourrait donc penser que l'eau interstitielle de sub-surface ait un pH proche de 8. Mais encore une fois le prélèvement a eu lieu quelques jours après la vidange du bassin. Les conditions de décomposition de la matière organique ont donc pu changer ce qui a favorisé la libération d'ions H^+ , ce qui a acidifié le sédiment. On peut d'ailleurs remarquer que le potentiel d'oxydoréduction est plus fort à ce niveau de profondeur.

La seconde zone distincte concerne les sédiments compris entre 10 et 30 cm de profondeur. Dans la partie supérieure de cette zone la salinité est inférieure à 30, elle augmente ensuite. Ceci s'explique par le fait que le sel a pu être transporté plus en profondeur par percolation de l'eau interstitielle. Le pH quant à lui est plus fort que précédemment et est neutre, certainement à cause de l'influence de l'eau de mer encore présente à partir de 15 cm de profondeur. De 10 à 30 cm de profondeur, le potentiel d'oxydoréduction est relativement stable, autour de 290 mV.

La troisième zone est située entre 30 et 45 cm de profondeur. La salinité continue à augmenter, à cause de l'accumulation provoquée en profondeur par la percolation de l'eau. Le pH diminue légèrement et le potentiel d'oxydoréduction décroît, soulignant des conditions moins oxydantes. Dans cette partie de la carotte nous avons noté la présence de tâches de rouille dans le sédiment, ainsi que des restes de racines de *Rhizophora*. La présence de ces traces de matière organique peut expliquer cette soudaine diminution des conditions oxydantes.

La quatrième zone que nous avons délimitée est située entre 45 et 65 cm de profondeur. Elle est caractérisée par des sédiments très sableux et par la présence de très nombreux débris coquillés. Ceux-ci sont les restes d'une ancienne plage. Dans cette zone la salinité devient plus stable. Le pH et le potentiel d'oxydoréduction s'accroissent légèrement. On a donc une différence certaine par rapport à la chute forte du potentiel dans la partie supérieure. Ceci peut être du au fait que ces sédiments sont très peu compact et donc plus aérés. L'eau qui s'y écoule peut enrichir ces sédiments en oxygène.

4.2- Variabilité des différentes formes d'azote dans les eaux interstitielles des sédiments de mangrove

A. Zone de tanne

Dans le tanne, les valeurs des composés azotés mesurées à 2,5 cm de profondeur sont très différentes par rapport aux valeurs des points suivants. Ceci a imposé la distinction d'une zone située dans les 5 premiers centimètres. Dans cette zone de sub-surface la valeur d'azote organique est forte ($101,80 \mu\text{mol.l}^{-1}$). S'il n'y a pas de végétation sur le tanne, cette formation de mangrove est recouverte par des colonies de cyanobactéries qui sont susceptibles de fournir de l'azote organique aux sédiments. Les concentrations en NO_x dans cette fine zone sont plus faibles qu'au point suivant. Ceci peut être du au fait que les cyanobactéries assimilent les nitrates. Etant donné que les cyanobactéries sont des organismes fixateurs d'azote, nous avons pensé que les concentrations d'ammonium seraient plus importantes juste sous la surface. Nos résultats sont peu représentatifs de cette théorie puisque la variation d'ammonium est peu significative, cependant la concentration est très légèrement plus élevée par rapport à celle du point suivant. Comme nous l'avons précisé, le tanne était sec quelques jours

avant notre prélèvement et le voile algale était sec et craquelé également. La moindre production par les cyanobactéries et l'oxygénation du sédiment à travers les fissures ont peut être favorisées la dégradation de l'ammonium. L'ammonium est en effet un élément rapidement oxydé en conditions acides et en présence d'oxygène.

La zone délimitée suivante est comprise entre 5 et 25 cm de profondeur. Dans cette zone les concentrations en azote organique sont nulles entre 5 et 15 cm de profondeur, puis elles augmentent. Encore une fois le tanne est une zone dépourvue de végétation ce qui peut expliquer les très faibles valeurs d'azote organique. L'ammonium varie fortement dans cette zone. Il augmente avec la profondeur. Les valeurs de NOx sont également très fortes, elles diminuent avec la profondeur. Les fortes valeur de NOx et d'ammonium dans le tanne sont peut-être dues à l'accumulation qui peut se faire grâce à l'absence de végétation. Ainsi les nitrates ne sont pas assimilés.

La troisième zone délimitée dans le tanne est comprise entre 25 et 65 cm de profondeur. Elle est caractérisée par une augmentation des concentrations en azote organique et en ammonium. L'azote organique est fournit par la dégradation des racines mortes de *Rhizophora* que nous avons reconnu dans ces sédiments. L'anoxie régnant à cette profondeur, l'ammonium est très peu nitrifié et il s'accumule. Ainsi, il est logique de retrouver des valeurs de NOx très basses et stables (1,11 $\mu\text{mol.l}^{-1}$ au minimum) sur 40 centimètres de profondeur.

B. Zone à *Avicennia*

Nous avons également tracé la limite entre deux zones aux caractéristiques physicochimiques différentes, à 15 cm de profondeur. Nous avons précédemment conclu que la zone supérieure est oxygène. Ceci explique les valeurs mesurées d'ammonium et de NO₂+NO₃. En effet les concentrations d'ammonium de 0 à 7,5 cm de profondeur, sont nulles. Parallèlement la concentration en NO₂+NO₃ est plus importante dans cette zone qu'en profondeur. CHIU et al. (2004) indique que dans les sols de mangrove, la nitrification est préférentiellement réalisée à la surface. Ceci est du au fait que l'ammonium est très vite nitrifié en présence d'oxygène et à pH faible, il y a donc une accumulation des NOx, qui sont disponibles pour les végétaux.

De 15 à 62,5 cm de profondeur les valeurs d'ammonium et des NOx s'inversent par rapport aux couches supérieures. L'ammonium est plus concentré, les NOx sont moins présents. L'ammonium provient dans ce cas principalement de la dégradation de l'azote organique. Les valeurs de l'azote organique présentent un profil complexe dans notre relevé. A partir de 17,5 cm et jusqu'à 22,5 cm de profondeur, les valeurs sont maximales, supérieures à la zone comprise entre 0 et 15 cm. Lors de la description de la carotte, nous avons pu distinguer une zone de sédiments denses, durs et de couleur grise entre 10 et 37 cm de profondeur. Dans cette zone il y avait seulement quelques fines racines d'*Avicennia*. Nous avons précédemment expliqué ce qui a engendré la présence d'anciennes racines de *Rhizophora* dans le sol de la zone à *Avicennia*. La présence de ce sédiment gris et dense peut nous faire réfléchir à une seconde hypothèse. Il se peut en effet que l'ancienne zone à *Rhizophora* ait été modifiée en une zone à *Rhizophora* morts. Ainsi le sol est devenu dépourvu de végétation, ce qui a pu engendrer la formation d'un tanne. Ce tanne aurait ensuite été recolonisé par les *Avicennia* grâce à un nouvel apport d'eau. La zone de sédiments durq et

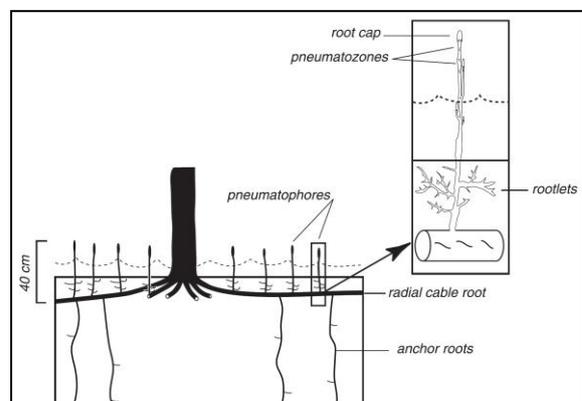


Fig. 18 : Système racinaire radial d'*Avicennia* sp. (adapté de GRANVILLE, 1974) (MARCHAND, 2004)

denses que nous avons décrite entre 10 et 37 cm de profondeur pourrait être la trace de cet ancien tanne qui aurait été compacté.

Nous avons précédemment précisé qu'un pneumatophore s'enfonçait jusqu'à 15 cm de profondeur dans notre prélèvement. Ce pneumatophore devait être relié à une racine support. Ces racines croissent radialement par rapport au tronc de l'arbre et de manière horizontale. Perpendiculairement et selon un géotropisme négatif les pneumatophores croissent sur ces racines (fig. 18). Puisque le pneumatophore que nous avons décrit allait jusqu'à 15 cm de profondeur, la racine support devait être présente entre 15 et 20 cm de profondeur. Les rhizodépôts ou exsudats racinaires sont une autre source d'azote organique (ITAB, 2002). La production de cette racine est donc certainement à l'origine de la présence d'azote organique dans cette zone de sédiment. Par ailleurs nous pourrions émettre l'hypothèse que le sédiment dense et dur de cette zone agit comme une zone imperméable vis-à-vis de la percolation de l'eau vers les couches inférieure. Ceci expliquerait une forte accumulation d'azote organique entre 17,5 et 27,5 cm de profondeur. Sous ces profondeurs, la concentration en azote organique est faible, alors que nous avons noté la présence de racines mortes de *Rhizophora*. Nous pourrions émettre l'hypothèse qu'il y a peu d'organismes décomposeurs dans cette zone verticale de la zone à *Avicennia*.

C. Zone à *Rhizophora* morts

Grâce aux paramètres physicochimiques, deux zones verticales ont été distinguées. Nous avons tracé cette même délimitation sur les graphiques qui concernent les différentes formes d'azote.

L'azote organique est présent dans les fibres racinaires mortes. Nous avons décrit tout le long de la carotte, la forte proportion de racines mortes dans les sédiments. Cependant l'azote organique est plus présent dans les couches supérieures à 10 cm de profondeur qu'en dessous. La dégradation de l'azote organique ne serait-elle pas plus efficace en conditions oxiques qu'en anoxie ? Y a-t-il moins de décomposeurs en conditions anoxiques ? La transformation de l'azote organique produit de l'ammonium. Les concentrations de ce dernier présentent le même profil que celles de l'azote organique. A l'inverse, les concentrations de NO₂+NO₃ sont plus faibles au-delà de 12,5 cm de profondeur, bien que le maximum soit atteint à 32,5 cm de profondeur.

Nous avons vu précédemment que la zone de sédiments jusqu'à 10 cm de profondeur, de l'oxygène est présent et le pH est relativement acide ce qui peut expliquer que l'ammonium soit rapidement oxydé. Pour ces raisons les valeurs d'ammonium sont faibles dans cette zone. Quand l'ammonium est oxydé il est transformé en nitrites puis en nitrates qui peuvent ensuite être assimilés par les plantes. Plus en profondeur, dans la zone anoxique, les NO₂+NO₃ sont sources d'oxygène pour l'oxydation de la matière. C'est pour cette raison que l'on trouve moins de ces éléments à partir de 17,5 cm de profondeur. L'ammonium est au contraire 100 fois plus présent en profondeur qu'en surface. Ceci est dû à l'absence d'oxygène qui permet à cet élément d'être accumulé et non nitrifié directement après sa formation.

D. Zone à *Rhizophora*

Les différentes formes d'azote dans les sédiments de la zone à *Rhizophora* ont des concentrations différentes selon leur profondeur, notamment entre la zone située entre 0 et 15 cm de profondeur et la zone située entre 15 et 62,5 cm de profondeur.

Dans la zone supérieure de ce profil les concentrations d'azote organique augmentent, passant de 50 à 95 $\mu\text{mol.l}^{-1}$. Les concentrations en ammonium suivent le même profil, elles passent de 81,32 à 193,39 $\mu\text{mol.l}^{-1}$. A l'inverse les concentrations en NO_x diminuent dans les 15 premiers centimètres,

passant de 6,10 à 1,63 $\mu\text{mol.l}^{-1}$. Les concentrations en nitrites et nitrates sont en effet faibles, dès la sub-surface. Les végétaux, de par leur quantité importante assimilent les nitrates qui ne peuvent être accumulés dans les sédiments. L'azote organique est relativement stable tout le long de la carotte, à cause de la présence de matière organique également tout le long.

Dans la zone inférieure à 15 cm, les concentrations d'azote organique ne sont que légèrement plus élevées : le maximum (86,38 $\mu\text{mol.l}^{-1}$) est atteint à 62,5 cm de profondeur. A l'inverse, les concentrations des NOx diminuent. Le fait que l'azote organique soit plus concentré peut indiquer que les racines excrètent des substances azotées qui s'accumulent plus en profondeur à cause de la percolation des eaux interstitielles. La capacité d'assimilation des nitrates par les végétaux paraît également importante en profondeur. L'ammonium est encore très présent dans le haut de la zone inférieure à 15 cm. On pourrait émettre l'hypothèse que l'ammonification par la transformation de l'azote organique est favorisée par une forme plus labile résultant de l'exsudation racinaire. Les concentrations d'ammonium diminuent ensuite mais restent toutefois élevées.

E. Bassin d'élevage

Dans le sol du bassin d'élevage, nous avons pu distinguer quatre zones en ce qui concerne les paramètres physicochimiques mais les valeurs des formes d'azote nous ont permis de distinguer seulement trois zones. La première, de 0 à 10 cm de profondeur est caractérisée par une quasi-absence d'ammonium et de NOx à 2,5 cm de profondeur. L'azote organique est en revanche plus présent et atteint son maximum. Ceci peut être dû au fait de l'accumulation de matière organique par les excréments des crevettes qui n'est que très peu remaniée.

Dans la partie inférieure, située entre 10 et 30 centimètres de profondeur, nous avons remarqué que les sédiments étaient de couleur gris-vert et compacts. La similitude existant entre les profils des courbes réalisées pour les valeurs du tanne et ceux de cette zone verticale des sédiments du bassin est flagrante. En effet, en Nouvelle-Calédonie, les bassins d'élevage de la crevette culture sont construits sur le tanne. Ce sont donc les sédiments restants de l'ancien tanne que nous avons étudié lors des analyses. Il y a beaucoup de NOx dans la partie supérieure de cette zone, puis la concentration diminue fortement. L'azote organique est également plus fort en haut grâce à la diffusion vers le bas des fortes concentrations d'azote organique dans la zone supérieure. A l'inverse l'ammonium augmente avec la profondeur.

Dans la troisième zone, entre 30 et 65 cm de profondeur, les concentrations de l'ammonium et des NOx se stabilisent. La partie supérieure de cet endroit est le lieu où nous avons observé des anciennes racines de *Rhizophora*. Il y a donc plus de matière organique en décomposition et donc plus d'azote organique. Ces sédiments sont très sub-oxiques ce qui explique la diminution forte des NOx qui sont dénitrifiés. L'azote organique continue de croître avec la profondeur à cause de la percolation de l'eau.

4.3- Variabilité de la qualité des eaux libres

Les mesures réalisées sur les eaux libres sont révélatrices de leur qualité à un instant donné. La qualité des eaux est fonction de la période d'exploitation de l'élevage et de la saison.

La salinité est faible par rapport à celle de l'eau de mer, dès l'amont de l'élevage (32,98‰). Ceci révèle l'influence de la rivière La Foa qui se jette dans la baie où est placée la station de pompage. On retrouve donc cette même salinité tout le long du transect dans les bassins de la ferme et dans les effluents. Dans les zones de mangrove, l'évaporation des eaux, qui stagnent à la surface des

sédiments, concentre le sel, ce qui fait croître la salinité qui atteint des valeurs supérieures à celle de l'eau de mer (38,3‰).

Le pH est proche de 8 en amont de l'élevage, comme dans les bassins de la ferme. L'eau qui est pompée pour l'élevage est de l'eau de mer adoucie par l'eau de la rivière. La valeur de pH que nous avons mesurée correspond à celle de l'eau de mer. En sortie d'élevage on retrouve ces valeurs de pH. On les retrouve également dans le bras mort de l'effluent situé proche d'une zone à *Rhizophora*. Le pH de l'eau ne semble donc pas modifié par l'élevage. Les valeurs les plus faibles du pH ont été mesurées dans les zones de mangrove : la zone à *Avicennia* (7,04) et la mare située dans la zone de transition entre *Avicennia* et *Rhizophora* (6,75). Dans cette dernière l'eau était stagnante et quantité de matière organique était déposée au fond. C'est la décomposition aérobie de la matière organique, libérant des H⁺ qui a dû abaisser les valeurs de pH.

La concentration en oxygène dissous est faible en amont de l'élevage (2,95 mg.l⁻¹) car l'endroit est un fond de baie très fermée ce qui ne favorise pas le brassage de l'eau, de plus cette baie est colonisée par une mangrove. La concentration d'oxygène augmente fortement dans les bassins d'élevage (8,65 mg.l⁻¹) grâce à la production du phytoplancton dans les bassins qui enrichit le milieu en oxygène durant la journée et grâce au brassage de l'eau réalisé grâce au renouvellement. Dans la mangrove, plus on s'éloigne de la sortie des bassins, plus la concentration en oxygène dissous diminue. Cette diminution est due à la consommation de l'oxygène par les organismes benthiques et planctoniques qui transforment de grandes quantités de matières organiques dans la mangrove et qui par conséquent consomment l'oxygène. Les concentrations en oxygène restent toutefois plus fortes qu'en amont de l'élevage. Il se pourrait donc que les milieux en aval de l'élevage aient bénéficié d'un apport d'oxygène provenant des bassins, au moment du prélèvement (milieu de journée).

La concentration d'azote organique est la plus faible en amont de l'élevage (14,03 µmol.l⁻¹). Il est plus concentré dans les bassins (21,73 et 19,51 µmol.l⁻¹) à cause des apports dus à la nourriture. Après la sortie des bassins, les concentrations augmentent de plus en plus avec la distance certainement à cause de l'apport en matière organique accumulée après le moine d'évacuation. On retrouve les plus fortes valeurs d'azote organique dans les zones de mangroves (mare et zone à *Rhizophora* morts). Dans la mare nous avons en effet une quantité importante de matière organique déposée au fond. C'est la décomposition de cette matière organique qui fournit de l'azote organique à l'eau.

Les concentrations d'ammonium sont faibles en amont de l'élevage (4,71 µmol.l⁻¹) ainsi que dans les bassins (4,10 et 4,21 µmol.l⁻¹). Nous aurions pu penser que dans les bassins la concentration en produits ammoniacaux serait plus importante à cause des excréments des crevettes. Cependant les mesures ont été faites en milieu de journée, au moment où la concentration en oxygène est susceptible d'être la plus forte. Ainsi lorsque l'élevage est bien géré et que l'eau est suffisamment aérée, la richesse en oxygène paraît favoriser la nitrification ce qui limite les fortes concentrations en produits ammoniacaux. Dans les effluents en sortie de l'élevage, les concentrations augmentent (5,77 et 4,40 µmol.l⁻¹). Dans la zone à *Avicennia* proche de la sortie des bassins et dans la zone à *Rhizophora* dans le bras mort du canal de l'effluent, les concentrations s'accroissent encore. Les valeurs d'ammonium révèlent des concentrations très fortes dans la mare de transition et dans la zone à *Rhizophora* morts (27,2 et 26,60 µmol.l⁻¹). La diminution de la concentration en oxygène ainsi que les fortes teneurs en azote organique peuvent être à l'origine de la production et de l'accumulation d'ammonium notamment dans les zones de mangrove.

En amont de l'élevage la concentration en NO_x est plus faible que dans les bassins. C'est en effet dans l'eau de la ferme et notamment dans le bassin de grossissement qu'ont été mesurées les plus fortes concentrations en NO_x (1,32 et 2,77 µmol.l⁻¹). Encore une fois les concentrations en oxygène dans les

bassins favorisent la nitrification et donc la production de nitrites+nitrates. Par ailleurs les apports en azote dans l'aliment pour les crevettes favorisent d'autant plus l'accumulation des NOx. Nous avons aussi mesuré une forte concentration des NOx dans la zone à *Avicennia* la plus proche de la sortie des bassins ($1,45 \mu\text{mol.l}^{-1}$) ainsi que dans la zone à *Rhizophora* du canal évacuateur ($1,38 \mu\text{mol.l}^{-1}$). Cette zone paraît enrichie en éléments azotés par l'eau des bassins. En effet dans les zones de mangrove plus éloignées, les concentrations sont plus faibles. Les valeurs les plus faibles du transect sont de 1,13 et $1,11 \mu\text{mol.l}^{-1}$ respectivement dans la mare de transition entre *Rhizophora* et *Avicennia* et dans la zone à *Rhizophora* morts. Ces zones plus éloignées paraissent moins influencées par l'élevage et la nitrification n'est pas favorisée par les faibles concentrations en oxygène dissous qui caractérisent ces eaux.

4.4- Discussion sur l'influence du type de végétation et sur l'influence de l'eau provenant de l'élevage crevettier

Nous avons pu voir que les différents paramètres, que nous avons étudiés, varient selon un gradient vertical lié à l'évolution des conditions physico-chimiques au sein des sédiments. Après avoir discuté des apports d'azote de la part de l'élevage, nous allons, dans le paragraphe suivant, tenter de mettre en évidence une variabilité latérale, liée au type de végétation, de zone, ou de distance aux bassins. Par conséquent, nous essaierons de mettre en avant d'éventuelles anomalies écologiques liées à la présence de la ferme aquacole.

L'étude des sédiments réalisée dans le bassin de grossissement ainsi que les mesures prises dans les eaux libres en amont, dans et à la sortie de l'élevage, montrent que l'eau sortant des bassins est différente de l'eau entrante. L'eau sortante est enrichie en nitrites+nitrates et en azote organique. La concentration en ammonium n'a pas montré la même variation, ceci est peut être du au fait que l'ammonium a été rapidement nitrifié dans l'eau aérée du bassin. Dans les eaux libres, la concentration en NOx la plus forte du transect a été mesurée dans le bassin de grossissement.

Dans les 10 premiers centimètres des sédiments du bassin, nous avons mesuré des concentrations faibles en NOx et en ammonium. Nous avons prélevé la carotte de sédiments alors que le bassin était vide, ce qui ne représente peut-être pas la réalité des conditions physico-chimiques existant lorsque le bassin est en fonctionnement.

La caractéristique des bassins de Nouvelle-Calédonie est d'être construit sur le tanne, ce sont donc les sédiments de cette zone qui composent le fond du bassin. Les 10 premiers centimètres semblent être influencés par l'élevage, cependant plus en profondeur nous retrouvons les caractéristiques physicochimiques du tanne.

Dans la mangrove, il existe un gradient de salinité depuis le front de mer vers l'arrière mangrove. La zone à *Rhizophora* est celle qui est la plus proche du front de mer, elle est donc plus fréquemment immergée par les marées, ce qui provoque un tamponnage des teneurs en sel autour des valeurs des eaux lagunaires. Dans la zone à *Avicennia*, la salinité est plus élevée que dans la zone à *Rhizophora*, du fait d'une position plus haute dans l'estran qui induit une diminution de la fréquence de submersion par les marées et donc des phénomènes d'évaporation plus poussés et une salinité plus élevée. Les *Avicennia* possèdent des capacités d'adaptation qui leur permettent de croître dans un milieu sur-salé mais au prix d'une consommation d'énergie qui nuit à leur croissance. Cependant, les valeurs de salinité que nous avons mesurées, dans la zone à *Avicennia* varient entre 43 et 57‰, alors que la salinité moyenne, sous ce type de palétuviers, est généralement supérieure à 60‰. Dans la partie la plus haute de l'estran les phénomènes d'évaporation sont encore plus intenses et les

palétuviers ne peuvent plus se développer, c'est le tanne. En effet, dans le tanne la salinité est extrême, nous avons mesuré des valeurs à 100%. Le tanne n'est pas le milieu récepteur des effluents. Dans cette partie de la ferme, les effluents sont directement rejetés dans la zone à *Avicennia*. Par conséquent, il semblerait que les apports continus en eau depuis les bassins vers la zone à *Avicennia* induisent une diminution de la fréquence d'exondation, limitant les processus d'évaporation et donc tamponnant la salinité. Les *Avicennia* présents dans cette zone, sont plus grands et plus denses que dans les autres mangroves de Nouvelle-Calédonie. Il semblerait donc qu'il y ait un impact positif des effluents sur la strate à *Avicennia* du fait d'une part de l'apport en nutriments et d'autre part du fait d'une salinité tamponnée.

Cependant, l'observation qui a été faite par Virly (2005) est que depuis l'implantation de la ferme, la surface de *Rhizophora* a considérablement augmenté au dépend entre autre des *Avicennia* (fig. 19). Les *Rhizophora* sont des palétuviers qui ne peuvent se développer que sur des substrats fréquemment inondés. Un apport continu d'eau de mer provenant des bassins pourrait limiter les phénomènes d'évaporation et donc limiter la salinité du substrat à des valeurs proches de celles du lagon.

En conclusion, nous pourrions penser, dans un premier temps, que l'apport des effluents favorise la croissance des *Avicennia*, cependant, cet apport crée les conditions favorables au développement des *Rhizophora* (salinité tamponnée) qui peuvent croître au dépend des *Avicennia*. Les *Rhizophora* peuvent se développer dans une zone de l'estran qu'ils ne peuvent généralement pas coloniser du fait d'une salinité trop importante.

Les valeurs du potentiel d'oxydoréduction, nous montrent l'influence d'une part de la présence de racines végétales vivantes et d'autre part de la présence de matière organique. Ces deux paramètres ont une influence opposée sur les processus redox. Dans les zones à *Rhizophora*, jusqu'à 10 cm de profondeur, les sédiments sont sub-oxiques ce qui montre un certain apport d'oxygène par diffusion depuis l'atmosphère. Cependant la présence de matière organique en profondeur, a tendance à rendre le milieu très anoxique par consommation de l'oxygène pour sa décomposition. C'est entre autre ce qui engendre des phénomènes de sulfatoréduction dans les sédiments des zones à *Rhizophora*.

Dans la zone à *Avicennia*, les sédiments de sub-surface sont caractérisés par des conditions oxiques grâce à la grande concentration de petites radicules et aux pneumatophores qui aèrent et fournissent de l'oxygène au sol (SCHOLANDER, 1955).

Dans la zone de tanne, l'oxygénation du sédiment reste importante jusqu'à 25 cm de profondeur. Il n'y a pas de végétation sur cette zone ça n'est donc pas la présence de racines qui joue sur la présence d'oxygène. Le tanne est situé en haut de l'estran, il est donc plus haut en altitude, ce qui limite sa submersion par les marées et qui favorise la dessiccation et donc la diffusion d'oxygène en profondeur. De surcroît, l'absence de matière organique permet à l'oxygène de ne pas être consommé.

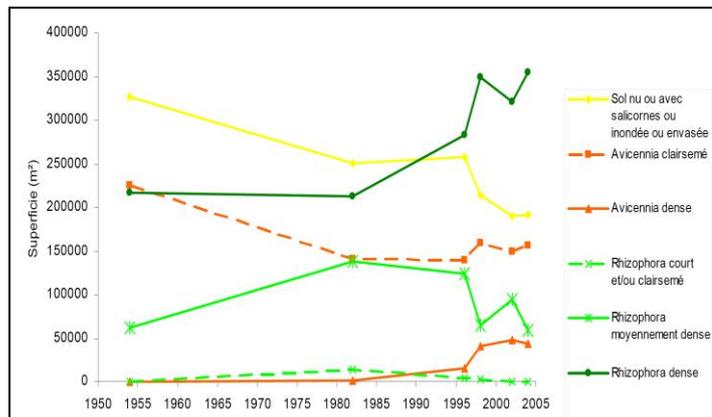


Fig. 19 : Evolution des superficies des différentes strates végétales de la mangrove de Sodacal entre 1954 et 2004 (la construction de la ferme a eu lieu en 1983). (VIRLY, 2005).

Nous avons aussi pu mesurer que l'eau en sortie de bassins durant la journée est enrichie en oxygène. Nous pourrions donc en déduire que de l'oxygène est apporté à la mangrove, cependant, si cette eau stagne, elle est susceptible de créer des conditions anoxiques, notamment dans la zone à *Avicennia*.

L'ammonium est globalement deux fois plus présent dans les sédiments de la zone à *Rhizophora* que dans les zones à *Avicennia* et dans le tanne. La moindre présence d'oxygène dans les zones à *Rhizophora* entraîne une diminution de l'efficacité de la nitrification ce qui favorise l'accumulation d'ammonium. Dans le tanne on retrouve une certaine quantité d'ammonium en profondeur, à partir du moment où les sédiments deviennent anoxiques. Dans la zone sub-oxique l'ammonium est beaucoup moins présent puisqu'il est rapidement nitrifié. Dans la zone à *Avicennia*, l'ammonium est totalement absent en sub-surface grâce à la présence forte d'oxygène fournit par les racines et les pneumatophores.

Parallèlement nous avons pu mesurer une concentration d'ammonium quatre fois plus forte dans les eaux libres des zones à *Rhizophora* par rapport à la zone à *Avicennia*. Il semble donc que dans la zone à *Avicennia* la nitrification soit plus efficace et qu'au contraire l'ammonium s'accumule dans les eaux des zones à *Rhizophora*. Dans ces zones, nous avons prélevé l'eau dans une mare où l'eau était stagnante ce qui a provoqué une chute de la concentration en oxygène et par conséquent une diminution de la nitrification. A ce propos, c'est aussi dans les zones à *Rhizophora* que les nitrites et nitrates étaient le moins présents.

Il y a quatre fois moins d'ammonium dans la zone à *Avicennia* alors que les NOx y sont deux fois plus présents par rapport aux zones à *Rhizophora*. Ceci viendrait une fois de plus montrer que la nitrification est plus efficace dans la zone à *Avicennia*. Cette zone étant la première à recevoir les effluents de l'élevage, son potentiel de nitrification serait susceptible de traiter plus efficacement les apports d'ammonium.

Comme nous l'avons vu dans la partie concernant le cycle de l'azote dans les mangroves, la nitrification est l'étape obligatoire qui doit conduire ensuite à la dénitrification et au relargage de l'azote gazeux dans l'atmosphère. Les capacités de dénitrification sont donc directement liées aux capacités de nitrification. La nitrification se fait en zone oxique et la dénitrification, en zone sub-oxique. Dans les sédiments de mangrove, les zones oxiques et sub-oxiques sont contiguës ce qui peut permettre la diffusion rapide des nitrates vers la zone sub-oxique. C'est cette caractéristique qui confère aux mangroves les capacités de dénitrification (CHIU et al., 2004). Apparemment la nitrification est plus efficace dans les zones à *Avicennia*. Puisqu'on a constaté une diminution des *Avicennia* au profit des *Rhizophora*, on pourrait se demander si les capacités de nitrifications de l'ammonium de cette mangrove ne seront pas amoindries, ce qui pourrait jouer sur le couple nitrification-dénitrification.

Etant donné la masse de matière organique qui a été observée dans les sédiments de la zone à *Rhizophora* morts, il paraît normal de mesurer dans les eaux interstitielles, des concentrations en azote organique trois à six fois plus élevées que dans les autres zones.

Dans les sédiments de la zone à *Rhizophora*, et malgré la présence de nombreuses fibres, nous avons mesuré des concentrations faibles par rapport à la zone à *Avicennia* et au tanne. Cependant, dans ce dernier, les fortes concentrations d'azote organique ont été enregistrées en profondeur, où la présence de fibres mortes était remarquable. La présence d'azote organique est directement liée à la présence de matière organique. L'azote organique est à la base du cycle qui conduit à la dénitrification.

Dans les mangroves, dans la zone sub-oxique des sédiments, il y a une masse importante de matière organique et assez peu d'oxygène pour permettre la dénitrification, c'est donc la présence de nitrates qui est le facteur limitant de la décomposition de la matière organique. Il existe donc un potentiel de recyclage du nitrate excédentaire dans les sédiments de mangrove (ROGERS, 1996). Nous avons pu constater un enrichissement en nitrates de l'eau ressortant de l'élevage. Ces nitrates excédentaires pourraient donc servir à décomposer la matière organique et par conséquent être dénitrifiés. Comme nous l'avons vu précédemment deux types de dénitrification existe en fonction de la source du nitrate utilisé. La dénitrification « directe » est, dans les mangroves, la réaction qui utilise le nitrate diffusé directement dans le sédiment alors que la dénitrification « couplée » utilise le nitrate qui provient de la nitrification. Dans les mangroves, les flux d'azote sont faibles, donc la dénitrification « couplée » est plus souvent mise en jeu (ROGERS, 1996). Cependant, dans une mangrove sous influence d'un élevage crevettier, les flux d'azote sont accrus. Aussi il se pourrait que se soit la nitrification directe qui devienne majoritaire.

La dénitrification n'est possible qu'en présence de nitrates, de matière à décomposée et en conditions sub-oxiques. Elle est d'autant plus efficace qu'il y a beaucoup de nitrates et proportionnellement beaucoup de matière organique. Nous avons vu que les plus grandes proportions de matière organique ainsi que les conditions les plus anoxiques se trouvent dans la zone à *Rhizophora* donc de ce point de vue l'avancée de la superficie des *Rhizophora* serait bénéfique puisque la dénitrification pourrait être plus efficace grâce à ces palétuviers.

Le rôle des mangroves dans la dénitrification est suivant certains auteurs très important (ROBERTSON ET PHILLIPS, 1995). Il se pourrait donc que les mangroves en aval d'une ferme jouent un rôle de filtre important. Cependant pour qu'il soit efficace toutes les étapes du cycle de l'azote (ammonification, nitrification, dénitrification) doivent être opérationnelles. Or nous avons émis l'hypothèse que ces processus sont plus ou moins actifs selon les différentes zones de mangrove et suivant le type de végétation. Cette hypothèse implique que le couplage des différentes espèces de palétuviers est nécessaire. La diversité biologique doit être conservée de manière à promouvoir la fonctionnalité géochimique des mangroves sous influence d'un élevage de crevettes. Le rôle de filtre en sera d'autant plus efficace.

B : Dynamique du carbone et des métaux lourds

1. Méthodologie

Les résultats d'analyses présentés ci-dessous ont été obtenus sur des prélèvements effectués sur les mêmes sites que précédemment, entre le 12 et le 22 mars 2007, c'est-à-dire en fin de saison chaude. Seul le bassin étudié est différent, la carotte a été prélevée dans le bassin 10 des géniteurs. Les prélèvements de sédiments, d'eau interstitielle, ainsi que les mesures des paramètres physico-chimiques ont été réalisés comme décrit dans la partie précédente. Les analyses de carbone total, de soufre total, et d'azote total ont été effectuées par pyrolyse LECO CNS. Les teneurs en fer, manganèse, nickel et chrome, que ce soit dans la phase solide ou la phase dissoute, ont été déterminées à l'aide d'un ICP-OES. La densité apparente des échantillons a été déterminée en divisant le poids sec de l'échantillon par son volume initial (avant dessiccation).

2. Résultats et Discussions

Dans ce chapitre, nous avons choisi de présenter les résultats et de les discuter par site d'étude.

2.1 Zone de tanne

Les résultats de cette zone sont présentés dans la figure 1

Le tanne présente une distribution contrastée de tous les paramètres avec le profondeur. On y distingue clairement deux zones dont la limite se situe vers 25 cm de profondeur. Dans la couche superficielle, les teneurs totales en carbone (TC) sont proches de 0.5%, et les rapports carbone sur azote (C/N) varient entre 15 et 20, indiquant un mélange entre des débris très dégradés issus de végétaux supérieurs et des matières organique (MO) dérivant des voiles algaires (photo 1). Ces derniers, présents à la surface du tanne, ont un C/N proche de 7 tandis que les tissus des différents palétuviers ont des C/N variant entre 20 et 120.



Photo 1 : Voile microbien recouvrant le tanne

Lorsque les tissus issus de végétaux se dégradent, leurs C/N, chutent, d'une part, car le carbone est plus vite minéralisé que l'azote, et d'autre part, les bactéries, décomposant ces matières, produisent de l'azote (Marchand, 2003). Sous 25 cm de profondeur, les teneurs en TC augmentent fortement tout

comme les C/N, jusqu'à 12% et 60, respectivement. Les observations macroscopiques de la carotte et les C/N indiquent que cette augmentation de carbone est liée à la présence de tissus de palétuviers en décomposition (photo 2 et 3).



Photo 2 : Partie supérieure de la carotte constituée principalement par des minéraux (la transition vers la zone organique se voit sous 20 cm de profondeur).



Photo 3 : Zone inférieure organique de la carotte (fibre végétale typique des *Rhizophora*)

Par conséquent, le tanne s'est développé sur une ancienne mangrove. L'évolution d'une zone de mangrove à un tanne se fait en fonction des variations de pluviométrie sur la zone et des variations d'hydrocirculation. Ainsi, un tanne drainé pourra être recolonisé par la mangrove, et inversement une mangrove asséchée donnera un tanne. Ce qui explique les gradients de carbone et de C/N que nous observons avec la profondeur. Corrélativement, les teneurs en éléments minéraux sont plus importantes dans la partie supérieure, les teneurs moyennes en Si et Al sont respectivement de 9 et 2.5 mmol g⁻¹, alors qu'elles sont inférieures à 4 et à 1 mmol g⁻¹ respectivement, dans la zone enrichie en carbone. Ces éléments ayant une densité plus importante que la MO, la densité relative chute avec la profondeur, passant de 0.3 à 0.1 g cm⁻³. En ce qui concerne les paramètres physico-chimiques, nous observons des profils similaires à ceux mesurés durant la campagne 2008 d'étude du cycle de l'azote, i.e. les salinités sont supérieures à 100 sur tous le profil, la zone supérieure est oxydante et le pH y diminue régulièrement, la zone inférieure est proche de l'anoxie et le pH y est stable autour de 5.5.

L'oxydation en surface est due à la quasi absence de MO (sa minéralisation étant consommatrice d'oxygène), et à la dessiccation importante du tanne, du fait de sa position haute dans la zone de balancement des marées, qui permet de la diffusion d'oxygène depuis l'atmosphère vers le sédiment. C'est également cette position haute, qui entraîne une forte évaporation et donc une salinité élevée qui ne permet pas la croissance des palétuviers dans cette zone. Dans la partie supérieure de la carotte, la teneur en eau est faible du fait de la faible quantité d'eau qui y arrive par les marées et du fait de cette forte évaporation. Dans la couche profonde, la teneur en eau est plus importante du fait des hydrocirculations souterraines et de la présence de MO qui retient l'eau. L'acidité dans la couche profonde provient de la décomposition de la MO qui libère des ions H^+ . Les concentrations en sulfures dissous sont inférieures à la limite de détection tout le long du profil. Les teneurs en soufre total sont inférieures à 0.5% dans la partie haute, tandis qu'elles augmentent jusqu'à plus de 4% dans la zone enrichie en MO, indiquant la précipitation de sulfures lors de processus de sulfato-réduction qui se déroulent en conditions d'anoxie. La distribution des éléments métalliques est également très contrastée entre les 2 zones, oxydante en surface, anoxique en profondeur. Les concentrations en Fe et Mn dans la phase solide sont élevés dans la zone supérieure, autour de $900 \mu\text{mol g}^{-1}$ et $12 \mu\text{mol g}^{-1}$, respectivement. Ces métaux sont probablement présents sous la forme d'oxydes ou d'oxy-hydroxydes (photo 3).



Photo 3 : Trace d'oxydation dans la partie supérieure de la carotte (Présence d'oxyde ou/et oxyhydroxydes)

La chute des concentrations en Fe entre 15 et 30 cm, dans la phase solide, est corrélée à une augmentation en Fe dans la phase dissoute, les concentrations passant de 0 à plus de $300 \mu\text{mol l}^{-1}$. Ce phénomène caractérise la zone de transition entre la zone oxydante et la zone anoxique (Marchand et al., 2006). Il s'agit de la zone suboxydante, où c'est l'oxygène des oxy-hydroxydes de fer qui est utilisé par les bactéries pour décomposer la matière organique, entraînant une dissolution des oxydes et une libération du fer en phase dissoute. Plus en profondeur dans la zone anoxique, les teneurs en Fe dissous chutent du fait de leur précipitation avec les sulfures pour former des sulfures de fer. En ce qui concerne le Mn, les teneurs dans la phase solide chutent aussi dans la zone de transition marquant également l'utilisation de l'oxygène de MnO_2 pour la décomposition de MO, alors qu'elles augmentent dans la phase dissoute. A la différence du fer, les teneurs en Mn dissous ne chutent pas dans la zone anoxique. Il faut savoir que les sulfures de Mn sont instables et sont rarement observés par opposition au sulfure de Fe. Généralement, en conditions anoxiques, le Mn dissous précipite sous forme de carbonate (Marchand et al., 2008). Visiblement, dans le cas présent, l'anoxie n'est pas assez

prononcée pour observer ce phénomène. En ce qui concerne le Cr et le Ni, ces derniers ont des distributions similaires, leur concentration maximale se situe dans la zone oxydante, avec des valeurs proches de $1.5 \mu\text{mol g}^{-1}$, vraisemblablement ils sont incorporés aux oxy-hydroxydes. Les teneurs chutent dans la zone riche en MO, avec des valeurs inférieures à $0.5 \mu\text{mol g}^{-1}$. Dans la phase dissoute, les teneurs en ces deux éléments sont relativement stables avec la profondeur, élevée pour le Ni, autour de $5 \mu\text{mol l}^{-1}$, et faible pour le Cr, autour de $0.1 \mu\text{mol l}^{-1}$. Les concentrations élevées en Ni dissous provient vraisemblablement des alternances entre conditions oxygène et suboxygène qui entraîne la dissolution des certains oxydes au sein desquelles se trouvaient le Ni.

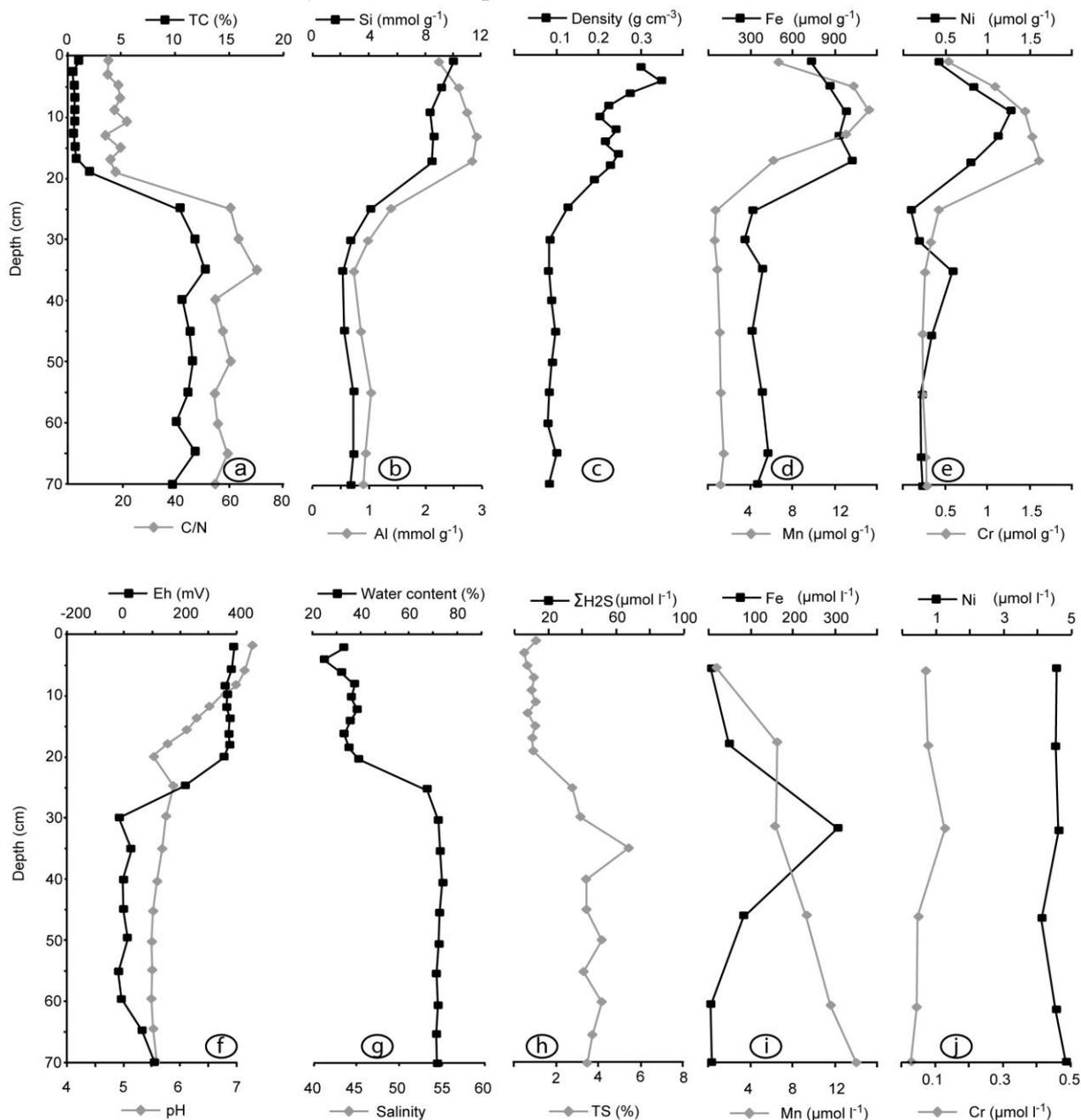


Fig. 1 : Distribution des différents paramètres dans la carotte prélevée dans le tanne

2.2 Zone à *Avicennia*

Les résultats de cette zone sont présentés dans la figure 2

Dans la mangrove à *Avicennia*, les teneurs en carbone et les C/N sont relativement homogènes dans les 40 1^{er} cm, autour de 5% et de 20, respectivement. Ces résultats indiquent un enrichissement relativement modéré en carbone provenant de la décomposition des feuilles et du bois des *Avicennia* qui ont des C/N de 20 et 60, respectivement. L'enrichissement est modéré, d'une part, car le système racinaire des *Avicennia* est peu développé, il s'agit principalement d'un système racinaire radiale superficielle, et d'autre part, il s'agit, comme nous l'avons vu dans le chapitre précédent, d'arbres de taille relativement modéré, n'ayant pas une productivité exceptionnel. Il faut également prendre en compte que cette forêt à *Avicennia* se situe directement en sortie de chenal, et par conséquent la litière qui pourrait s'y accumuler est exporté par le flot des effluents. On observe sous 40 cm de profondeur, une légère augmentation des teneurs en C, ainsi que des C/N, marquant vraisemblablement le développement d'une ancienne mangrove.

Dans la partie supérieure, les teneurs en Si et Al sont relativement stables autour de 8 et 2 mmol g⁻¹, respectivement, alors qu'elles chutent légèrement dans la partie enrichie en MO, sous 40 cm de profondeur. Il en est de même pour le Fe dont la concentration est proche de 900 µmol g⁻¹ dans la partie supérieure, et chute à 600 µmol g⁻¹, dans la partie inférieure.

En ce qui concerne les paramètres physico-chimiques (Eh et pH), les gradients verticaux sont moins marqués que dans la carotte prélevée dans le tanne, du fait d'un gradient de MO moins important. Le potentiel redox chute de -50 mV, en surface, à -150 mV sous 20 cm de profondeur, tandis que le pH augmente légèrement, passant de 6.2 à 6.5. Les potentiels redox en surface impliquent une minéralisation plus efficace de la MO, induisant une libération d'ions H⁺, et donc une légère acidité, comparativement au sédiment plus profond. En ce qui concerne le Fe et le Mn dissous, leurs concentrations chutent rapidement depuis la surface jusqu'à 12 cm de profondeur passant de 20 à 0 µmol l⁻¹, et 8 à 0 µmol l⁻¹, respectivement. La présence de Fe dissous en surface indique des conditions suboxiques. De même, des concentrations en sulfures dissous ont été mesurées tout le long du profil, et du S a été détecté dès 15 cm avec des concentrations atteignant 4%, marquant des phénomènes de sulfato-réduction et donc l'anoxie. Généralement, sous *Avicennia*, du fait de la diffusion d'oxygène depuis le système racinaire, les conditions oxydantes sont plus marquées (Marchand et al., 2004). Le fait que les conditions ne soient pas plus oxydantes est vraisemblablement un impact direct du rejet des effluents dans cette zone. L'apport d'eau continu entraîne une immersion prolongée, et parfois une stagnation des eaux à la surface des sédiments, impliquant une consommation en oxygène plus importante. Cet apport d'eau marque également le profil de salinité. Dans la carotte, la salinité évolue de 42 en surface à 55 en profondeur. Généralement, dans une mangrove à *Avicennia*, les salinités sont supérieures à 50 dès la surface, du fait des phénomènes d'évapotranspiration. Les *Avicennia* se développent dans les zones d'arrière mangrove, à la limite des tannes, et sont donc souvent émergés, induisant une forte salinité du substrat. Le fait que la salinité augmente avec la profondeur est du à des phénomènes de percolation qui entraînent les sels jusqu'aux horizons profonds. Nous avons pu observer sur le terrain durant cette mission, des algues (photos 4 et 5) se développant à la surface des sédiments, ceci provient principalement de la stagnation des effluents dans cette zone.



Photo 4 et 5 : Algues venant se développer à la surface du sédiment, recouvrant partiellement les pneumatophores et donc asphyxiant les *Avicennia*

Lors de la mission de l'année suivante, plusieurs bassins de géniteurs étaient vides, les effluents moins nombreux, et nous n'avons pas observé de développement d'algues (Photo 6), les potentiels redox étaient également plus élevés, jusqu'à 400 mV (cf chapitre précédent). Le nombre de pneumatophores (organes de respiration des *Avicennia*) dans cette zone est également très élevé. Il s'agit d'une réponse du palétuvier à l'anoxie du substrat provoqué par l'apport d'eau continu. D'une manière générale, plus le substrat est anoxique, plus le nombre de pneumatophore est important.



Photo 6 : Densité importante de pneumatophores marquant le fait que les *Avicennia* luttent contre l'anoxie du substrat engendré par la stagnation des eaux (photo prise la 2nde année lorsque les effluents issus des bassins de géniteurs étaient moins importants).

En ce qui concerne, le Cr et le Ni en phase solide, on observe une légère augmentation des concentrations avec la profondeur (excepté le 1^{er} point pour le Cr), les concentrations en Cr passent de 0.8 à 1.5 $\mu\text{mol g}^{-1}$, tandis que les concentrations en Ni passent de 0.5 à 0.8 $\mu\text{mol g}^{-1}$. Par opposition, en phase dissoute, les concentrations décroissent avec la profondeur, de 1.2 à 0.6 $\mu\text{mol l}^{-1}$ pour le Ni, et de 0.4 à 0.1 $\mu\text{mol g}^{-1}$ pour le Cr. Ces profils s'expliquent pas les conditions d'oxydo-réduction, les 10^{er} cm sont suboxiques, impliquant une dissolution des oxydes de Mn et de certains oxydes de fer, libérant sous forme dissoute les métaux qui leur étaient associés, le Ni et le Cr.

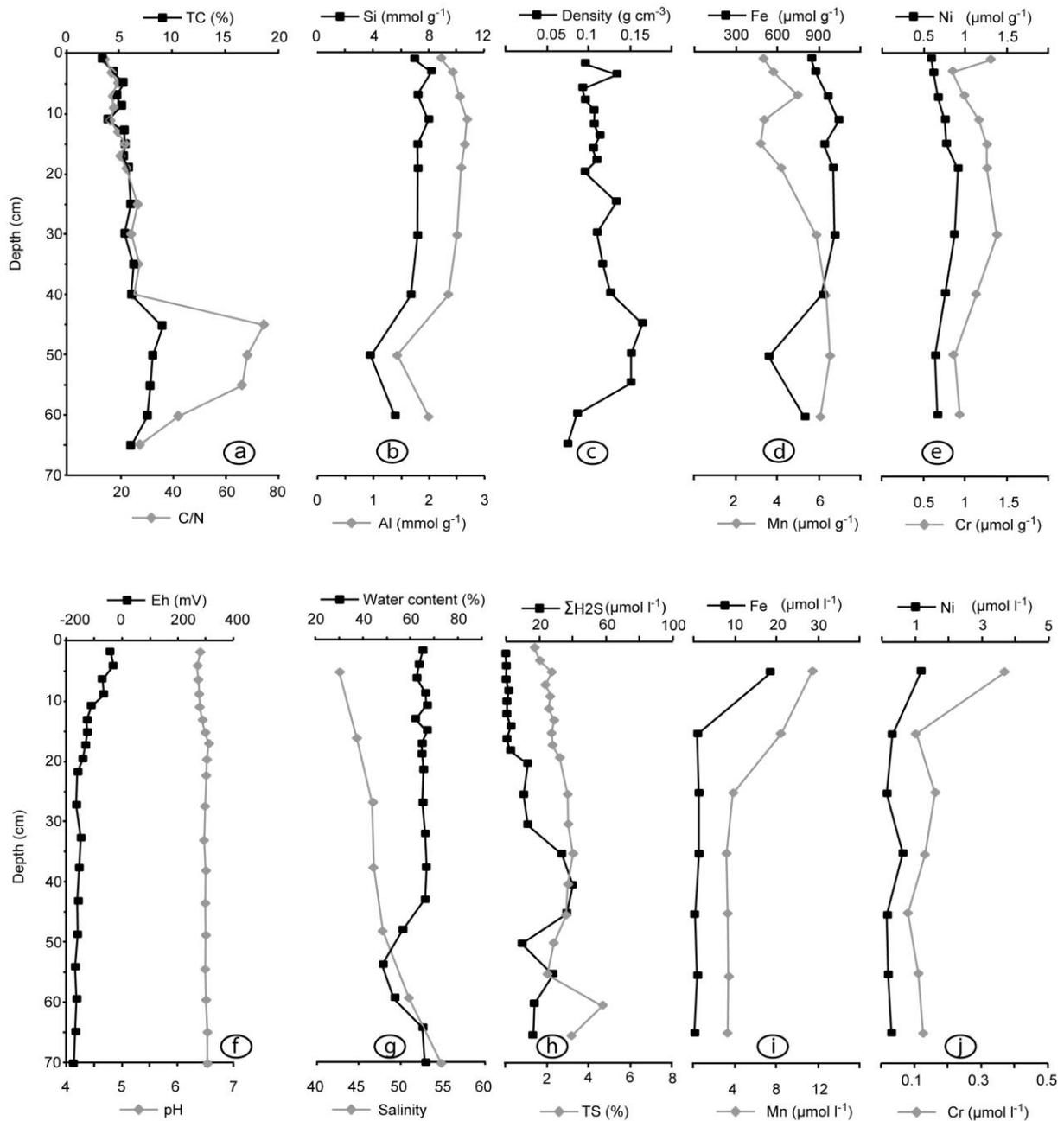


Fig. 2 : Distribution des différents paramètres dans la carotte prélevée sous *Avicennia*

2.3 Zone à *Rhizophora* morts

Les résultats de cette zone sont présentés dans la figure 3

Dans la zone à *Rhizophora* morts, la distribution du TC indique 3 niveaux différents. Dans les 8^{1er} cm, les teneurs sont proches de 10%, tandis qu'elles chutent à 5% entre 10 et 25 cm de profondeur, avant d'augmenter pour atteindre un maximum de 19% à 45 cm de profondeur. Les C/N sont faible en surface, oscillant entre 20 et 30, tandis qu'ils atteignent 50 dans la zone riche en C, entre 40 et 50 cm de profondeur. Comme le montre la photo 7, la matière organique présente dans les 8^{1er} cm provient de la décomposition du bois mort, expliquant les faibles C/N.



Photo 7 : Troncs de *Rhizophora* en décomposition

Les faibles teneurs en TC entre 10 et 30 cm de profondeur, sont plus intrigantes, elles correspondent à une zone plus riche en Si et Al, et une densité apparente plus élevée. La zone enrichie en C en profondeur correspond au système racinaire des *Rhizophora*, mais comme nous le verrons dans le chapitre suivant celui-ci se situe généralement relativement proche de la surface. La zone à faible teneur laisse à penser que cette forêt aurait été soumise à un afflux important de sédiment qui l'aurait asphyxié par enfouissement du système racinaire. Cet afflux sédimentaire peut très bien avoir une origine cyclonique ; des sédiments auraient été érodés d'une zone proche et ce seraient accumulés dans cette forêt induisant son dépérissement. Les teneurs en Fe sont relativement stables avec la profondeur, autour de $900 \mu\text{mol g}^{-1}$, ce qui est comparable à toutes les zones pauvres en TC quelque soit le site de prélèvement. Les concentrations en Mn sont stables dans les 40 1^{er} cm, autour de $4 \mu\text{mol g}^{-1}$, puis augmentent brusquement pour atteindre $12 \mu\text{mol g}^{-1}$. Cette augmentation des concentrations en Mn peut provenir de leur précipitation sous forme de carbonates. En effet, cette zone est riche en C issu du système racinaire, sa décomposition produit du C minéral sous forme de carbonates dissous, en conditions anoxiques ces carbonates dissous peuvent précipiter pour former des minéraux carbonatés, en incorporant certains éléments comme le Mn. En ce qui concerne les conditions d'oxydo-réduction, elles sont légèrement suboxiques dans les 5 1^{er} cm, avec des valeurs redox supérieures à 200 mV, des concentrations en Fe dissous de $25 \mu\text{mol l}^{-1}$, et des concentrations en Mn dissous de $6 \mu\text{mol l}^{-1}$. Ces conditions évoluent vers l'anoxie sous cette profondeur, avec des valeurs de Eh inférieures à -100 mV, des concentrations en Fe dissous nulles, des concentrations en sulfures dissous atteignant les $80 \mu\text{mol l}^{-1}$, et des teneurs en S dépassant les 6%. Les conditions suboxiques en surface proviennent de l'oxygène diffusé depuis l'atmosphère, cet oxygène étant rapidement utilisé pour la décomposition de la MO, les conditions deviennent rapidement anoxique. Cette zone fût la zone la plus délicate pour avancer, principalement du fait de la non structuration du sédiment, confirmant l'apport externe de sédiment, et de l'absence d'un système racinaire pour lier le tout, ce dernier étant situé à plus de 40 cm de profondeur. Par ailleurs, cette zone est partiellement couverte en permanence par de l'eau stagnante, pouvant signifier une zone en légère dépression. Comme pour les autres sites, la zone superficielle suboxique contient des concentrations relativement élevées en métaux dissous. Les concentrations en Fe, Mn, Ni, Cr sont de 25, 6, 4, $0.2 \mu\text{mol l}^{-1}$, respectivement. Ces concentrations décroissent fortement dans la zone anoxique du fait de précipitation de minéraux soit sous la forme de sulfures, soit sous la forme de carbonates.

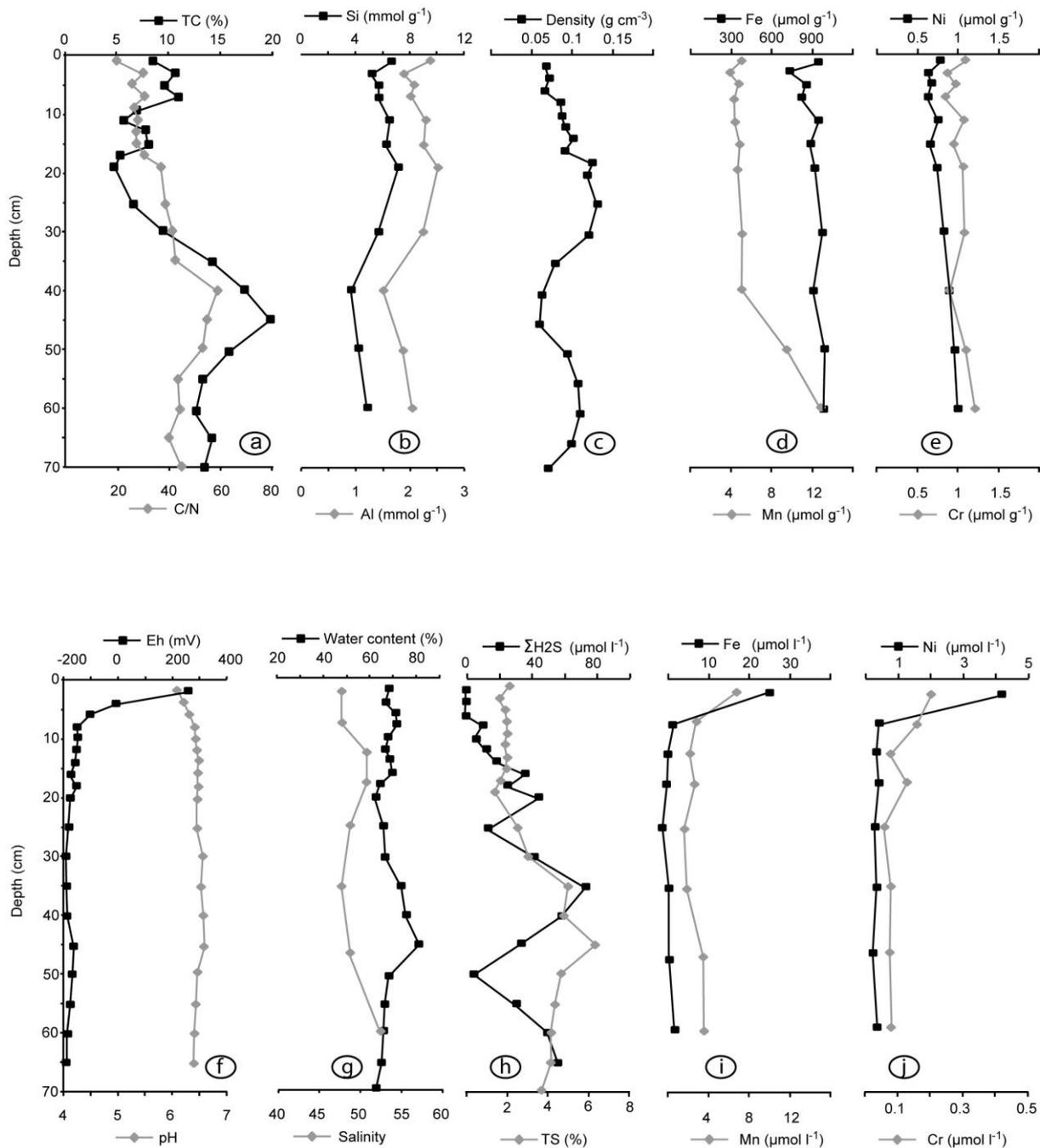


Fig. 3 : Distribution des différents paramètres dans la mangrove morte

2.4 Zone à *Rhizophora*

Les résultats de cette zone sont présentés dans la figure 4

La zone à *Rhizophora* a également dû subir l'apport sédimentaire qui a induit la mort de la zone voisine, cependant cet apport fût moins important et n'a donc pas asphyxié les palétuviers. Cet apport se traduit par une zone moins riche en TC dans les 5^{er} cm, avec des valeurs autour de 5% et des C/N proches de 20. Ces 5^{er} cm sont également plus riches en Si et Al que le reste de la carotte avec des concentrations voisines de 8 et 3 mmol g⁻¹, respectivement. Ils présentent également une densité apparente plus élevée. A partir de 15 cm de profondeur, les teneurs en TC sont relativement

stables, autour de 10%, et les C/N sont proche de 40 indiquant une MO qui provient du système racinaire des *Rhizophora*. Dans cette zone enrichie en TC, les teneurs en Si et Al sont respectivement 6 et 2.5 mmol g⁻¹. Comme dans les autres sites, les teneurs en Fe sont voisines de 900 µmol g⁻¹, tandis que les teneurs en Mn augmentent avec la profondeur passant de 3 µmol g⁻¹ en surface à 7 µmol g⁻¹ en profondeur, vraisemblablement, comme nous l'avons vu précédemment du fait de la précipitation de minéraux carbonatés en conditions anoxiques. Les concentrations en Ni et en Cr, dans la phase solide, augmentent également avec la profondeur, passant de 0.6 à 1.2 µmol g⁻¹, et de 1 à 1.6 µmol g⁻¹, respectivement. Les conditions d'oxydo-réduction sont stratifiées en 3 parties. Les 5 premiers cm sont caractérisés par des conditions oxydantes, comme celles régnant à la surface du tanne, avec des valeurs de Eh proches de 400 mV, une absence de sulfures dissous et de S particulaire, et des concentrations en Fe dissous nulles. Ces conditions proviennent du fait que la mangrove à *Rhizophora* semble avoir une topographie légèrement plus élevée que les autres zones, et est donc moins souvent soumise à l'immersion (photo 8), la partie supérieure du sédiment est donc légèrement desséchée, comme le montrent les teneurs en eau, et donc il y a plus d'oxygène qui diffuse depuis l'atmosphère. Le fait que la salinité soit également plus faible dans cette zone indique un apport par les eaux de pluie, qui ont induit une dilution, et un moindre apport par les eaux de mer, du fait vraisemblablement de cette topographie.



Photo 8 : la zone à *Rhizophora* est moins soumise à l'immersion, le sol se dessèche en surface. L'accumulation de feuilles sur le sol atteste du non export par les marées ou les effluents, et donc la moindre immersion.

Entre 5 et 25 cm de profondeur, les conditions deviennent suboxydantes, les potentiels redox chutent de 300 à 0 mV, et les concentrations en Fe dissous atteignent près de 900 µmol l⁻¹. Il s'agit là de concentrations exceptionnellement élevées. Plus les conditions sont oxydantes en surface, et plus les concentrations en Fe dissous sont importantes dans la zone suboxydante sous-jacente. Sous 25 cm de profondeur, les conditions deviennent anoxiques, avec des Eh inférieures à -100 mV, une absence de Fe dissous, du fait de sa précipitation avec les sulfures dissous pour former des sulfures de fer, et des teneurs en TS qui atteignent les 6%. Les concentrations en Mn dissous augmentent légèrement dans les 25 premiers cm, passant de 3 à 8 µmol l⁻¹, du fait de la dissolution des oxydes de Mn en conditions suboxydantes, puis chutent à 4 µmol l⁻¹, du fait de la probable précipitation avec des carbonates. Le Ni et le Cr dissous ne présentent pas de profil particulier, avec des teneurs moyennes voisines de 0.5 et 0.1 µmol l⁻¹, respectivement.

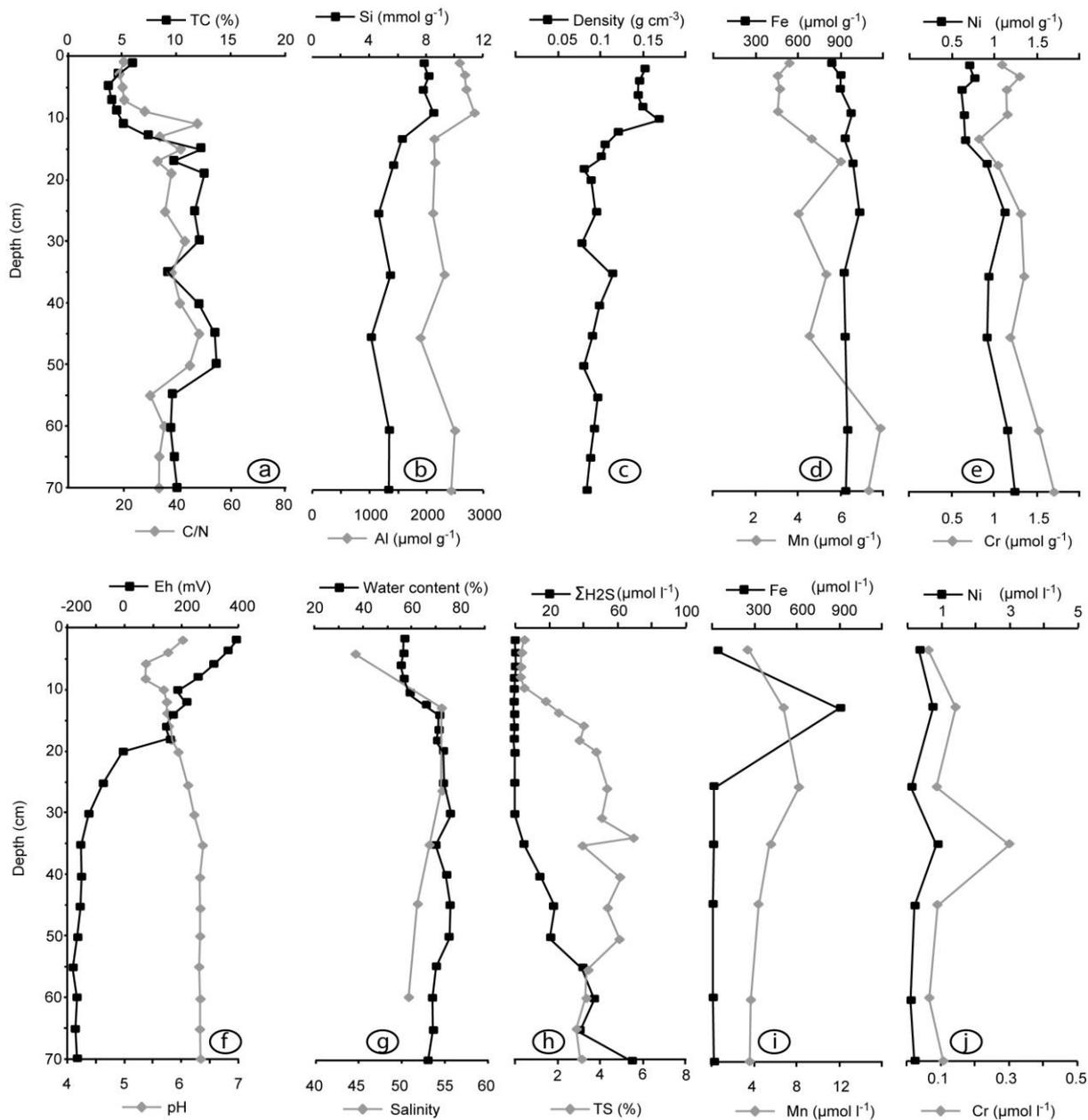


Fig. 4 : Distribution des différents paramètres dans la mangrove à *Rhizophora*

2.5 Le bassin

Les résultats de cette zone sont présentés dans la figure 5

Les teneurs en C dans la carotte prélevée dans le bassin sont relativement faibles. Il existe une 1^{ère} zone, allant de la surface à 5 cm de profondeur, que l'on pourrait qualifier cette de crème de vase (photo 9), dans laquelle, les concentrations en TC chutent de 1.1 à 0.5 %. Puis les teneurs augmentent jusqu'à 18 cm de profondeur pour atteindre 1.5%, puis chutent de nouveau pour atteindre 0.5% à partir de 25 cm de profondeur, et ensuite se stabilisent autour de cette valeur. Les C/N sont relativement stables et bas sur tout le profil, avec une valeur moyenne autour de 15, seul un léger pic au niveau du TC max à 18 cm de profondeur, est observable. Les C/N indiquent un mélange entre une MO d'origine marine, et une MO avec un C/N légèrement plus élevé, mais relativement labiles. Le pic de

TC en surface est vraisemblablement attribuable à la MO produite dans les bassins par le phytoplancton, ainsi qu'à la nourriture donnée aux crevettes. Le 2nd pic, à 18 cm de profondeur, pourrait être attribuée à de la MO issues de films microbiens ou de salicornes, qui se développaient à la surface du tanne, avant la construction des bassins. Tout le bas du profil est similaire à celui du tanne (photo 10).



Photo 9 et 10 : Le haut de la carotte est caractérisé par une crème de vase, tandis que le bas possède une structure typique de sédiment de tanne, avec absence de MO

Etant plus haut dans l'estran, la carotte n'a pas atteint la zone de mangrove, comme nous avons pu l'observer dans le tanne, et par conséquent il n'existe pas de zone riche en MO en bas de profil. Les teneurs en Si sont relativement élevées dans la crème de vase, les valeurs sont proches de 11 mmol g^{-1} , puis en profondeur, les valeurs sont similaires à celles mesurées dans le tanne, autour de 8 mmol g^{-1} . La densité apparente augmente fortement avec la profondeur, du fait du contraste entre la densité apparente de la crème de vase en surface, et la densité apparente du tanne en profondeur. Les teneurs en Ni dans la phase solide sont stables le long du profil, voisines de $0.3 \text{ } \mu\text{mol g}^{-1}$, excepté pour un point, à 32 cm de profondeur, où la concentration atteint $1.5 \text{ } \mu\text{mol g}^{-1}$. Les concentrations en Cr, dans la phase solide, oscillent entre 0.2 et $0.5 \text{ } \mu\text{mol g}^{-1}$. Les profils des paramètres physico-chimiques sont remarquables et très distinct de ce que nous avons pu observer dans les autres sites. Cette variabilité a une forte influence sur les teneurs en Fe et Mn, que ce soit dans la phase dissoute ou la phase solide. La salinité est homogène autour de 42, indiquant que les variations observées dans les autres sites proviennent de phénomènes d'évaporation et d'évapotranspiration. Les teneurs en eau sont relativement faibles, proches de 40 % dans la crème de vase en surface, et proches de 30% dans la zone inférieure, valeurs très proches de celles mesurées dans le tanne. Les conditions d'oxydo-réduction sont légèrement oxydantes dans la crème de vase, avec des Eh proches de +200 mV, et l'absence de Fe dissous. Ces conditions associées à un pH de 7.1 peuvent être liées au fait que nous avons fait le prélèvement quelques jours après la vidange du bassin, durée qui a pu permettre l'oxydation de la crème de vase. Entre 5 et 20 cm de profondeur, les potentiels redox sont légèrement inférieurs à 100 mV, avec un pH toujours proche de la neutralité. Il ne s'agit pas d'une anoxie très prononcée, les teneurs en sulfures dissous sont sous le seuil de détection ($10^{-7} \text{ mol l}^{-1}$), et les teneurs en S total ne dépassent jamais les 2%, indiquant une faible proportion des processus de sulfato-réduction. Sous 20 cm de profondeur, les Eh augmentent fortement, et sont associés à une forte chute du pH. Les conditions sont tout d'abord suboxiques entre 20 et 50 cm de profondeur, avec de très fortes teneurs en Fe dissous, voisines de $3000 \text{ } \mu\text{mol l}^{-1}$, puis sous cette profondeur, les conditions deviennent oxiques. Dans la zone proche de l'anoxie, les teneurs en Fe, dans la phase solide, sont proches de $900 \text{ } \mu\text{mol g}^{-1}$,

valeurs similaires à celles mesurées dans le tanne. Au dessus, et en dessous de cette zone, donc dans les zones oxydantes, les teneurs sont nettement plus faibles, voisines de $300 \mu\text{mol g}^{-1}$, ceci pourrait indiquer qu'il existe des processus de dissolution des phases minérales porteuses de fer, principalement des oxy-hydroxydes ; hypothèse confirmée par les teneurs phénoménales en Fe dissous mesurée dans la zone suboxique. Malheureusement, nous n'avons pas pu effectuer des prélèvements d'eau interstitielle sous 30 cm, et donc pu déterminer les concentrations dans la phase dissoute, en profondeur. Les conditions oxydantes, en profondeur sont similaires à celles mesurées, en surface, dans le tanne. Elles résultent, d'une part, de l'absence de MO, et d'autre part, d'une circulation qui permet un renouvellement de l'oxygène. Le fait que le pH soit plus acide, avec des valeurs proches de 4 en profondeur, est intrigant. Dans ce type d'environnement, l'acidité provient soit de la décomposition de la MO, ce qui n'est pas le cas, soit de l'oxydation des sulfures, ce qui est possible puisque nous avons mesuré de très faible teneur en S, et pas de sulfures dissous. Mais leur dissolution implique, qu'ils aient précédemment précipité et que les conditions redox aient évolué. Ne possédant que des mesures ponctuelles, nous ne sommes pas en mesure de les expliquer, sans doute des variations saisonnières peuvent intervenir. Les profils de redox et de pH, réalisées l'année suivante dans un autre bassin (cf chapitre précédent sur le cycle de l'azote), tendraient à confirmer une évolution saisonnière de ces paramètres. Quant aux teneurs en Ni et Cr dissous, elles sont relativement stables et faibles sur les 30 1^{er} cm, avec des concentrations voisines de 0.5 et 0.05 $\mu\text{mol l}^{-1}$, respectivement.

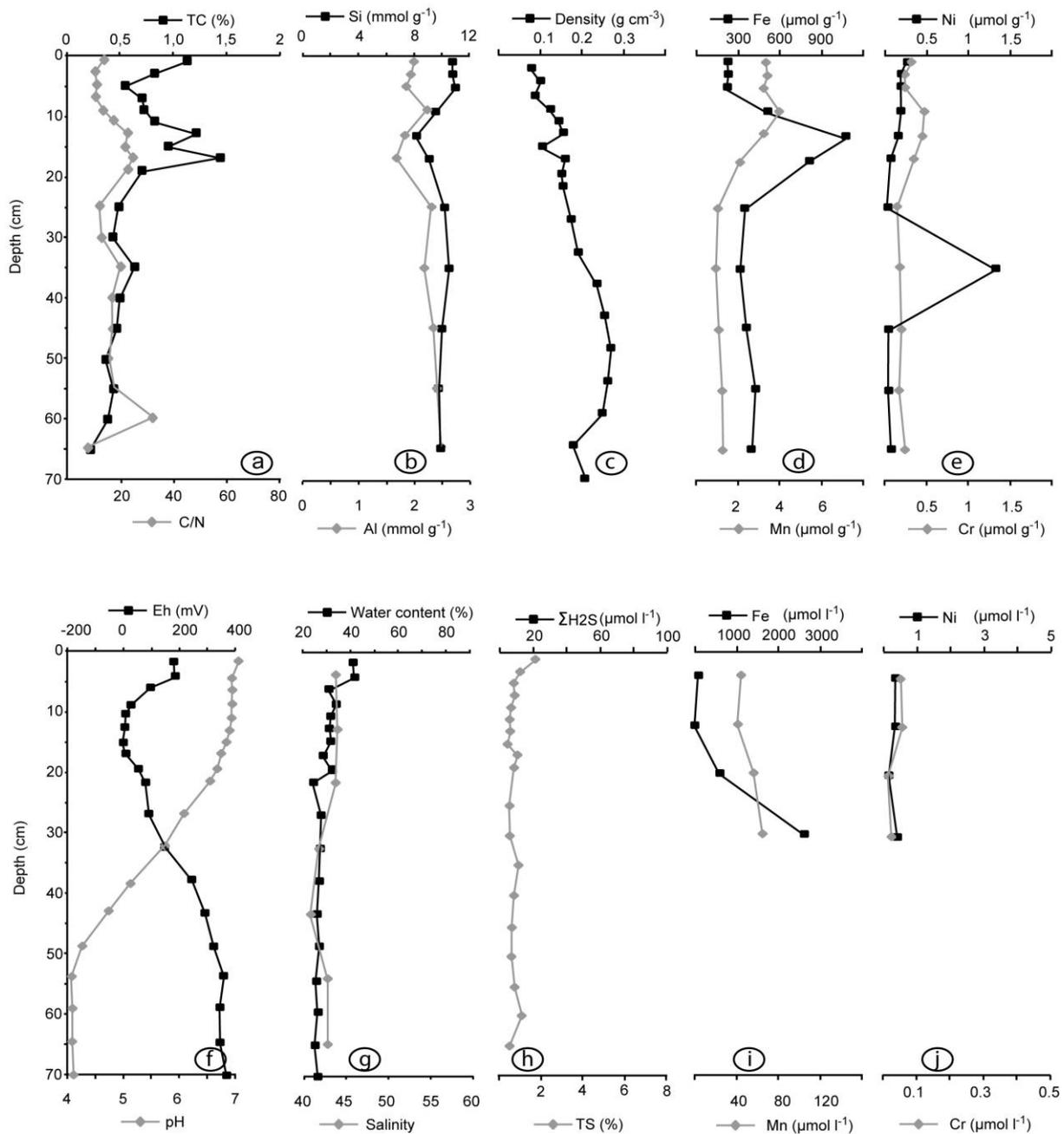


Fig. 5 : Distribution des différents paramètres dans le bassin

QUATRIEME PARTIE

EVALUATION DE L'INTERET DU COMPARTIMENT MEIOFAUNIQUE COMME INDICATEUR DE PERTURBATION POTENTIELLE DES EFFLUENTS AQUACOLES

Réalisée par Luc Della Patrona

1. Introduction

Face à une perturbation de type organique comme c'est potentiellement le cas des effluents aquacoles, il est généralement attendu que les assemblages meiobenthiques répondent par une diminution de la richesse spécifique, due à la sélection de quelques espèces opportunistes, par une réduction de la densité et de la biomasse partiellement comblée par l'abondance croissante des espèces opportunistes et enfin par une modification des importances relatives des différentes niches trophiques et de la taille des organismes (Coull & Chandler, 1992).

Pour toutes ces raisons le compartiment de la microfaune benthique apparaît un bon candidat comme indicateur de perturbation potentielle par les effluents aquacoles.

2. Matériel et méthodes

A. Zone et période d'étude

Les prélèvements ont été effectués entre le 12 et 21 mars 2007, période correspondant à une activité intense de production et de pêches (décharges) de la ferme SODACAL. Vingt échantillons ont été étudiés, soit trois répliqués prélevés sur les deux premiers centimètres à l'aide d'une cuillère d'une cuillère « profilée » de volume 10 ml et de surface 16 cm² et un quatrième extrait d'une tranche de carotte comprise entre 10 et 15 cm de profondeur.

Chaque échantillon (20 ml de sédiment) a été placé dans un flacon de 50 ml avec 25 ml d'alcool 70°. Chaque prélèvement a été filtré sur des tamis superposés de 1000, 250 et 45 µm.

Le refus du tamis 250 µm a été conservé dans du formol salé neutre 5% coloré avec du Rose Bengal.

Le refus du tamis 45 µm a été centrifugé trois fois dans du Ludox (d = 1,15) selon la méthode adaptée de Burgess (2001). Il a été stocké dans de l'alcool 70° coloré avec du Rose Bengal.

Les animaux ont été dénombrés sur cuve de Dolfuss et identifiés au niveau des grands groupes. Cette discrimination en deux classes de taille 40-250 et 250-1000 µm s'est révélée très informative pour l'étude de l'évolution/prédation de la méiofaune par les crevettes dans les bassins (Desans, 2006).

B. Biomasse méiofaunique

La biomasse méiofaunique a été estimée à partir des mesures individuelles des animaux. La longueur et la largeur de 30 organismes (si nombre suffisant) par taxon ont été mesurées à la loupe binoculaire (x 8-100) équipée d'un micromètre oculaire. Ces mesures ont été utilisées pour la conversion en biomasse, selon les équations déterminées pour chaque groupe taxonomique.

Nématodes

Le poids humide (WW) en µg a été calculé selon Wieser (1960) et Warwick & Price (1979) en utilisant l'équation empirique :

$$WW = 530 L W^2 1,13$$

Où 530 est un facteur de conversion sans dimension spécifique des nématodes, L est la longueur totale (mm) des individus, W est la largeur maximale (mm) d'un individu et 1,13 est sa densité spécifique (µg nl⁻¹) (Wieser, 1960). La concentration en carbone organique C_{org} a été estimée en considérant C_{org} = 12,4% du poids humide (WW) (Jensen, 1984).

Copépodes

Le volume (V en nl) a été calculé selon Warwick & Gee (1984) en utilisant l'équation :

$$V = L W^2 C$$

Où L est la longueur totale (mm), W est la largeur (mm) et C est un facteur de conversion spécifique qui dépend de la forme du corps, semi-cylindrique (C=560) ou pyriforme (C=400). Le poids humide (WW en µg) des copépodes ont été calculés d'après Riemann *et al.* (1990) :

$$WW = 0,9 V 1,13$$

Où 0,9 est un facteur de conversion sans dimension, V est le volume individuel d'un copépode (nl) et 1,13 est sa densité spécifique (µg nl⁻¹). Le poids sec d'un copépode a été estimé à 22,5% du poids

humide, selon Gradinger *et al.* (1999). La teneur en carbone organique (C_{org}) a été évaluée à 40% du poids sec (Feller & Warwick, 1988).

Nauplii de crustacés

Le poids humide (WW en μg) a été calculé selon Gradinger *et al.* (1999) en utilisant l'équation :

$$WW = 360 L W^2$$

Où 360 est un facteur de conversion sans dimension, L est la longueur totale (mm) des individus et W est la largeur maximale (mm). Le poids sec et la teneur en carbone ont été calculés comme pour les copépodes.

Halacaridés, ostracodes, polychètes, oligochètes et Kinorynches.

Les poids humides de ces animaux ont été calculés selon Warwick & Price (1979) et Wieser (1960) en utilisant l'équation :

$$WW = C L W^2 1,13$$

Où C est un facteur de conversion sans dimension (halacaridés : $C = 399$, ostracodes : $C = 450$, kinorynches $C = 295$, polychètes $C = 530$, oligochètes $C = 530$), L est la longueur totale (mm) des individus, W est la largeur maximale (mm) d'un individu et 1,13 est sa densité spécifique ($\mu\text{g nl}^{-1}$). Le poids sec et la teneur en carbone ont été calculés comme pour les copépodes.

Chironomes

Les poids humides de ces animaux ont été calculés selon Warwick & Price (1979) et Wieser (1960) en utilisant l'équation :

$$WW = C L W^2 1,13$$

C a été considéré égal à 530 suivant Nozais *et al.* (2005). L est la longueur totale (mm) des individus, W est la largeur maximale (mm) d'un individu et 1,13 est sa densité spécifique ($\mu\text{g nl}^{-1}$). Le poids sec et la teneur en carbone ont été calculés comme pour les copépodes.

Ciliés, protozoaires, rotifères, gastéropodes, autres insectes, amphipodes et foraminifères

Le volume des organismes a été déterminé suivant (Guo *et al.*, 2005). Il a été assimilé à une sphère ou à un cylindre suivant la forme, calculé en mesurant la longueur totale, le diamètre moyen obtenu en mesurant 5 fois le diamètre du milieu du corps, au quart et trois quart et aux extrémités antérieure et postérieure. Une densité de 1,13 a été adoptée et le poids sec estimé à 25% du poids frais.

3. Résultats

A. Abondance et biomasse de la méiofaune

En aval des bassins de la SODACAL, la méiofaune (incluant les protistes) se compose de quatorze groupes : nématodes, copépodes, nauplii de crustacés, foraminifères, protozoaires divers et ciliés), insectes diptères (chironomes et autres), polychètes, rotifères, ostracodes, oligochètes, kinorynches, amphipodes, gastropodes et halacaridés .

Aucun organisme n'a été trouvé dans les couches de sédiment situées sous 10-15 cm.

Tableau 1 – Abondances des assemblages de la méiofaune

	Abondance de la méiofaune (ind.10cm ²)													
	SOD1			SOD2			SOD3			SOD4			SOD5	
	40-250µ	250-1000µ	40-250µ	250-1000µ	40-250µ	250-1000µ	40-250µ	250-1000µ	40-250µ	250-1000µ	40-250µ	250-1000µ	40-250µ	250-1000µ
Foraminifères	137,5 ± 43,30	0,5 ± 0,90	10,4 ± 3,61	1,4 ± 1,41	2,1 ± 3,61	47,6 ± 26,10							89,6 ± 34,42	0,1 ± 0,18
Ciliés	25,0 ± 43,30	7,3 ± 2,39	4,2 ± 7,22		12,5 ± 21,65	1,6 ± 1,36							6,3 ± 6,25	0,2 ± 0,36
Autres protozoaires		4,2 ± 3,93	35,4 ± 9,65		79,2 ± 81,33				0,1 ± 3,61					
Rotifères					50,0 ± 65,25									
Kynorynches	4,2 ± 7,22					0,4 ± 0,72								
Nématodes	1516,7 ± 614,58	70,8 ± 53,82	279,2 ± 108,67	0,4 ± 0,48	945,8 ± 56,37	44,6 ± 19,96			0,1 ± 3,61				77,1 ± 36,62	2,9 ± 2,01
Polychètes	12,5 ± 12,50	5,5 ± 6,06	2,1 ± 3,61		29,2 ± 21,95	13,6 ± 6,33								0,1 ± 0,18
Oligochètes		11,9 ± 7,89				4,5 ± 3,37								
Halacaridés														
Nauplii	66,7 ± 14,43	0,00												
Copépodes	208,3 ± 57,74	20,6 ± 29,50	16,7 ± 7,22	0,3 ± 0,54	110,4 ± 164,45	2,0 ± 1,18							70,8 ± 9,55	0,1 ± 0,18
Ostracodes	4,2 ± 7,22	1,7 ± 1,41			275,0 ± 208,79	17,0 ± 12,83							268,8 ± 87,50	13,4 ± 2,56
Amphipodes		1,0 ± 1,80			2,1 ± 3,61	26,0 ± 7,22								1,1 ± 0,90
Gastropodes		0,7 ± 1,26				0,2 ± 0,36								0,00
Chironomes	37,5 ± 12,50	24,1 ± 3,92	20,8 ± 15,73	2,3 ± 2,66										1,0 ± 0,72
Autres insectes		0,9 ± 0,83												0,2 ± 0,36
N. Identifiés	12,5 ± 21,65	7,3 ± 7,86			12,5 ± 21,65	0,9 ± 1,62								
TOTAL	2025,0	156,56	416,7	4,69	1518,8	159,27	0,1	512,5	19,27					

Abondances

L'abondance varie fortement suivant les stations de 5 (SOD 4) à plus de 2000 (SOD 1) ind.10 cm⁻² (Tableau 1 et 2).

Tableau 2 - Abondance de la méiofaune (40-1000µm) aux différentes stations

Descriptif station	Abondance (ind/10 cm ²)	E.T
SOD1 Zone à Rhizophora spp. "morts"	2181,6 ±	609,5
SOD2 Zone à Rhizophora spp.	421,35 ±	174,3
SOD3 Zone à Avicennia spp.	1678,02 ±	429,5
SOD4 Tanne nue	4,16 ±	3,6
SOD5 Bassin n°10	531,77 ±	145,2

Les densités relatives des différents groupes sont présentées dans la figure 1. Les nématodes, les copépodes et les nauplii de crustacés sont les plus nombreux dans le sédiment. Les nématodes constituent le peuplement le plus important des stations situées dans la mangrove (plus de la moitié des individus présents) mais pas dans le bassin 11. Leur densité relative varie de 72,8% à la station SOD1 à 15,0% (SOD5). Les copépodes harpacticoides représentent le second plus important assemblage soit 21,2% en moyenne. Ils sont plus nombreux dans le bassin 11. Leur abondance relative varie de 4,0% (SOD2) à 53,1% (SOD5). Les nauplii de crustacés composent le troisième groupe avec en moyenne 8,6% des effectifs et des densités relatives comprises entre 3,1% (SOD1) et 13,3% (SOD5). Les foraminifères constituent le quatrième groupe le plus important en nombre.

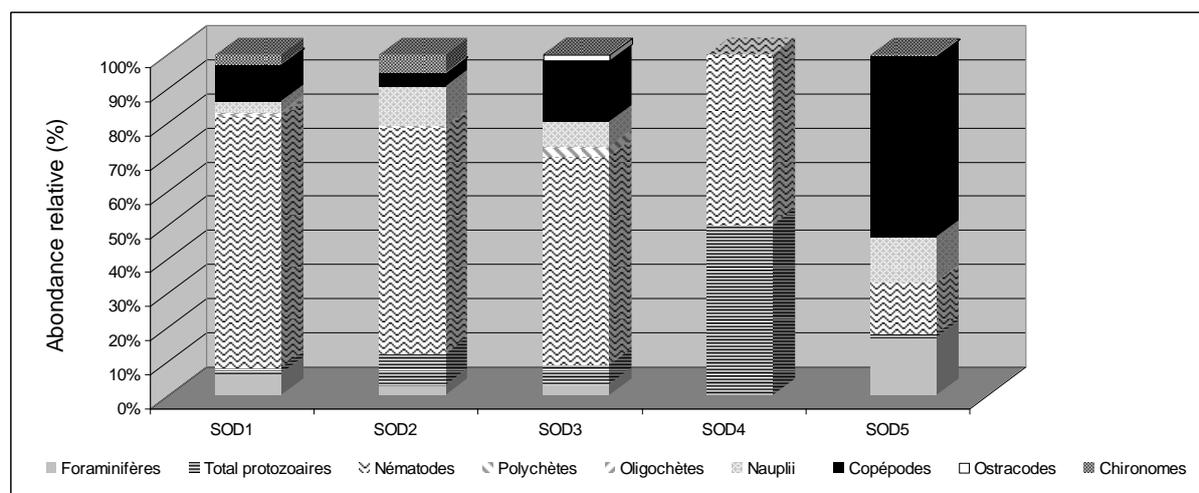


Figure 1 Abondances relatives des assemblages de la méiofaune

La méiofaune se compose d'animaux appartenant majoritairement (94,8%) à la classe de taille 40-250 µm. La fraction 250-1000 µm ne représente que 1,1% (SOD2) à 9,5% (SOD3) de l'ensemble.

Poids individuels

Les poids individuels des animaux distingués en fonction de leur appartenance aux deux fractions 40-250 et 250-1000 µm et par zone sont indiqués dans les tableaux 3 et 4.

Tableau 3 - Biomasse individuelle (Poids sec) et estimations des concentrations en carbone et en azote organiques en µg des divers taxa de la méiofaune sur les 5 stations (fraction 40-250 µm)

	SOD1				SOD2				SOD3				SOD4				SOD5							
	Moyenne	± SD	nb.	[Corg]	[Norg]	Moyenne	± SD	nb.	[Corg]	[Norg]	Moyenne	± SD	nb.	[Corg]	[Norg]	Moyenne	± SD	nb.	[Corg]	[Norg]				
Nématodes	0,12	±0,15	30	0,07	0,01	0,02	±0,01	55	0,01	0,01	0,08	±0,07	31	0,04	0,01									
Copépodes	0,30	±0,21	30	0,12	0,03	0,40	±0,15	9	0,16	0,04	0,33	±0,22	30	0,13	0,03					0,70	±0,52	30	0,21	0,05
Nauplii	0,00	±0,00	3	0,0008	0,00	0,03	±0,01	3	0,01	0,00	0,01	±0,0017	8	0,00	0,00					0,03	±0,03	3	0,01	0,00
Ostracodes	0,19		1	0,08	0,02						0,46		1	0,18	0,02									
Polychètes						0,06	±0,07	2	0,02	0,01	0,36	±0,35	30	0,15	0,04					74,86	±73,19	3	29,95	7,49
Oligochètes																								
Halacaridés																								
Kynorynques	0,06		1	0,03	0,01																			
Amphipodes																								
Protozoaires	0,09	±0,08	4	0,03	0,01	0,09	±0,09	3	0,03	0,01	0,10	±0,11	4	0,04	0,01									
Ciliés	0,13	±0,10	5	0,05	0,01						0,13	±0,12	5	0,05	0,01									
Chironomes	0,18	±0,12	3	0,07	0,02	0,10	±0,04	8	0,04	0,01														
Insectes (autres)																								
Mollusques																								
Foraminifères	0,15	±0,08	9	0,06	0,01																			
Rotifères											0,04	±0,03	5	0,02	0,00									

Tableau 4 - Biomasse individuelle (Poids sec) et estimations des concentrations en carbone et en azote organiques en µg des divers taxa de la méiofaune sur les 5 stations (fraction 250-1000µm)

	SOD1				SOD2				SOD3				SOD4				SOD5							
	Moyenne	± SD	nb.	[Corg]	[Norg]	Moyenne	± SD	nb.	[Corg]	[Norg]	Moyenne	± SD	nb.	[Corg]	[Norg]	Moyenne	± SD	nb.	[Corg]	[Norg]				
Nématodes	0,44	±0,32	30	0,22	0,04	0,2	±0,17	3	0,08	0,02	0,13	±0,07	30	0,06	0,01					0,23	±0,32	12	0,11	0,02
Copépodes	0,99	±0,41	31	0,17	0,04						0,92	±1,40	30	0,37	0,09					1,34	±0,28	22	0,54	0,13
Nauplii																								
Ostracodes	3,38	±0,28	2	1,35	0,34						1,48	±0,54	30	0,59	0,15					2,93	±0,56	6	1,17	0,29
Polychètes											16,66	±29,28	28	6,67	1,67					9,58		1	3,83	0,96
Oligochètes	19,38	±11,72	9	7,75	1,94						70,74	±72,64	7	28,30	7,07									
Halacaridés						2,85	±2,13	2	1,14	0,29														
Kynorynques											0,05		1	0,02	0,01									
Amphipodes	3,51	±2,05	3	1,4	0,35																			
Protozoaires																								
Ciliés																								
Chironomes	8,92	±7,37	29	3,57	0,89	10,1	±9,18	4	4,01	1,01									12,66	±7,67	2	3,07	0,91	
Insectes (autres)	22,4	±19,32	3	8,95	2,23						7,6	±5,8	2	3	0,7									
Mollusques	70,6	±68,6	4	28,2	7,06																			
Foraminifères						0,2	±0,02	3	0,08	0,02	0,2	±0,21	3	0,08	0,02									
Rotifères																								

Les poids individuels des nématodes des stations de mangrove appartenant aux fractions 40-250 µm et 250-1000 µm sont significativement différents entre eux.

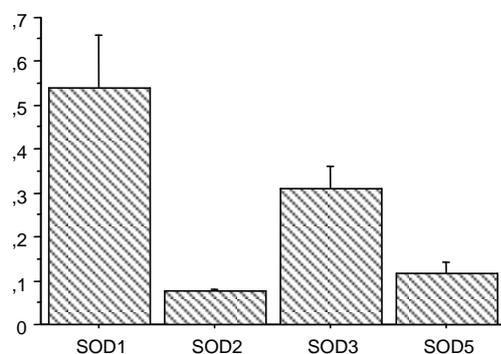


Figure 2 – Poids frais individuels des nématodes en µg (fraction 40-250µm) aux différentes stations

	ddl	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p	Lambda	Puissance
Colonne 1	3	4,871	1,624	14,985	<,0001	44,956	1,000
Résidu	152	16,468	,108				

Les copépodes de tailles comprises entre 40 et 1000µm ne sont pas significativement différents dans les trois stations de mangrove. Ces animaux sont significativement plus gros dans le sédiment du bassin que dans celui des zones de mangrove.

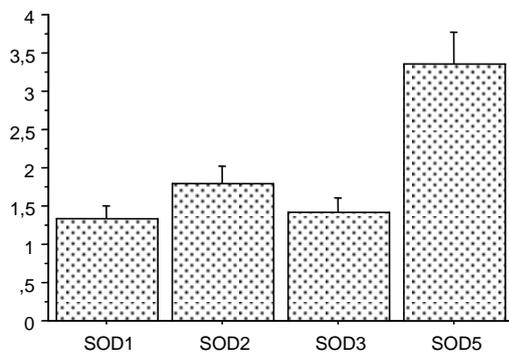


Figure 3 – Poids frais individuels des copépodes en µg (fraction 40-250 µm) aux différentes stations

	ddl	Somme des carrés	Carré moyen	Valeur de F	Valeur de p	Lambda	Puissance
Colonne 1	3	83,746	27,915	11,696	<,0001	35,089	1,000
Résidu	99	236,281	2,387				

Il existe une relation inverse entre les poids moyens individuels (40-1000µm) des copépodes et des nématodes dans les stations de mangrove. La relation n'est aussi bonne si l'on intègre les données du bassin qui correspond à un écosystème particulier.

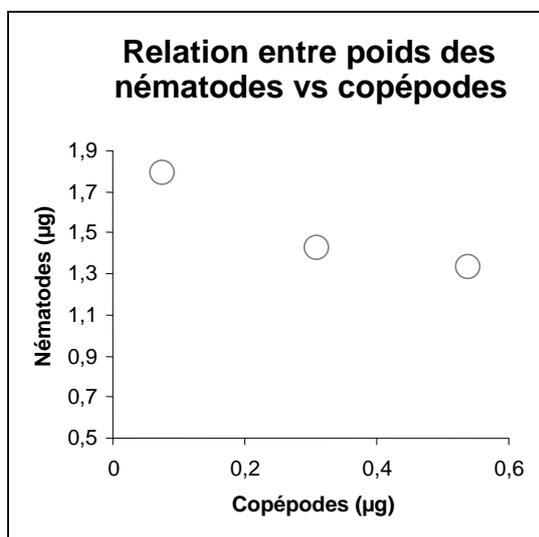


Figure 4 – Relation poids des nématodes et copépodes aux trois stations de mangrove

Biomasses

La biomasse totale exprimée en μg de carbone/10 cm^2 varie fortement en fonction des sites de 0,06 $\mu\text{g}/10 \text{ cm}^2$ (SOD4) à 404 $\mu\text{g}/10 \text{ cm}^2$ (SOD1) (tableau 5 et 6).

Tableau 5 – Biomasse de la méiofaune (40-1000 μm) aux différentes stations

	Descriptif station	Biomasse ($\mu\text{g}/10 \text{ cm}^2$)	E.T
SOD1	Zone à Rhizophora spp. "morts"	404 \pm	114,0
SOD2	Zone à Rhizophora spp.	18,47 \pm	7,5
SOD3	Zone à Avicennia spp.	218,73 \pm	56,3
SOD4	Tanne nue	0,06 \pm	0,1
SOD5	Bassin n°10	77,41 \pm	21,1

Tableau 6 –Biomasses de assemblages de lé méiofaune ($\mu\text{g C}_{\text{org}}/10\text{cm}^2$)

Tableau 2- Biomasse (C_{org}) des assemblages de la méiofaune

	Biomasse de la méiofaune (C_{org} , 10cm ²)													
	SOD1			SOD2			SOD3			SOD4			SOD5	
	40-250µ	250-1000µ	250-1000µj	40-250µj	250-1000µj	250-1000µj	40-250µj	250-1000µj	250-1000µj	40-250µj	250-1000µj	40-250µj	250-1000µj	
Foraminifères	8,25 ± 0,008	0,04 ± 0,06	0,11 ± 0,16	0,63 ± 0,008	0,11 ± 0,16	0,13 ± 0,042	3,81 ± 0,018	0,06 ± 0,021	0,06 ± 0,021	5,38 ± 0,009	0,01 ± 0,055			
Ciliés	1,25 ± 0,035	0,51 ± 0,01		0,21 ± 0,035		0,63 ± 0,035	0,11 ± 0,024			0,19 ± 0,012	0,01 ± 0,035			
Autres protozoaires		0,25 ± 0,02		1,06 ± 0,003		2,38 ± 0,012								
Rotifères						1,00 ± 0,010	0,01 ± 0,014							
Kynorynches	0,13 ± 0,021													
Nématodes	106,17 ± 0,011	15,58 ± 0,07	0,03 ± 0,16	2,79 ± 0,002	0,03 ± 0,16	37,83 ± 0,001	2,68 ± 0,011	0,00 ± 0,001	0,00 ± 0,001	1,54 ± 0,004	0,32 ± 0,030			
Polychètes	2,50 ± 0,080	27,60 ± 2,20		0,04 ± 0,014		4,38 ± 0,045	91,02 ± 1,238				0,40 ± 2,654			
Oligochètes		92,03 ± 2,06					13,08 ± 0,879							
Halacaridés														
Nauplii	0,05 ± 0,000		0,36 ± 0,16	0,48 ± 0,004		1,10 ± 0,006	0,03 ± 0,004			0,71 ± 0,001	0,00 ± 0,010			
Copépodes	25,00 ± 0,013	3,51 ± 0,10	0,09 ± 0,16	2,67 ± 0,028	0,09 ± 0,16	35,75 ± 0,039	6,28 ± 0,112			56,44 ± 0,027	7,26 ± 0,041			
Ostracodes	0,33 ± 0,055	2,25 ± 0,46				0,38 ± 0,125	15,36 ± 0,065				1,34 ± 0,368			
Amphipodes		1,46 ± 0,97					0,29 ± 0,970							
Gastropodes		20,56 ± 19,54												
Chironomes		85,90 ± 0,23	9,17 ± 0,16								3,20 ± 0,851			
Autres insectes	2,63 ± 0,009	8,39 ± 3,16		0,83 ± 0,012			2,50 ± 1,039				0,63 ± 2,078			
N. Identifiés	146,30	258,09	9,76	8,71	9,76	83,56	135,17	0,06	0,06	64,25	13,16			
TOTAL														

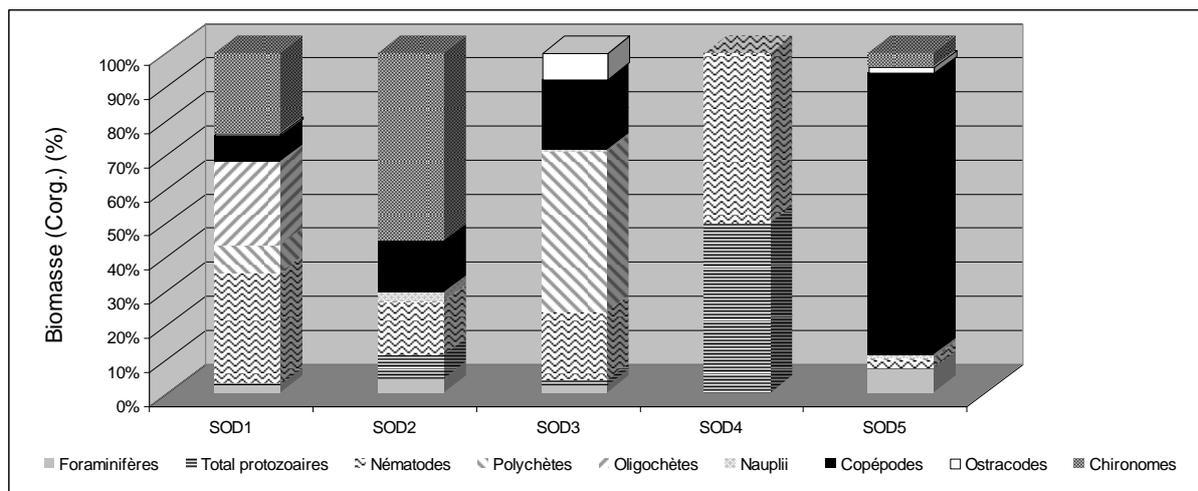


Figure 5 – Biomasses relatives (C_{org} en $\mu\text{g}/10 \text{ cm}^2$) des assemblages de la méiofaune

Les nématodes, les polychètes et les chironomes représentent les groupes les plus importants en terme de biomasse relative de l'ordre de 15 à 25% dans les stations de mangrove (nématodes= $121,7 \mu\text{g}/10 \text{ cm}^2$ SOD1 ; chironomes= $10,0 \mu\text{g}/10 \text{ cm}^2$ SOD2 ; polychètes $95,4 \mu\text{g}/10 \text{ cm}^2$ SOD3). Les copépodes constituent la biomasse la plus forte du sédiment du bassin 11 avec près de 64% (figure 5).

Les animaux appartenant au spectre de taille 250-1000 μm représentent plus de la moitié de la biomasse des stations de mangrove de 52,8% (SOD2) à 63,8% (SOD1). La « petite » méiofaune 40-250 μm contribue à l'essentiel de la biomasse du sédiment du bassin 11 (SOD5) avec 64,3%.

Production annuelle estimée

En se basant sur un *turn over* annuel de 8 (Dye *et al.*, 1978), la production annuelle estimée varie de 0,00048 à 3,23 $\text{g C}/\text{m}^2/\text{an}$ (tableau 7).

Tableau 7 – Production annuelle estimée de la méiofaune aux différentes stations

Descriptif station	Production (g/m^2)	E.T
SOD1 Zone à Rhizophora spp. "morts"	3,232 \pm	0,9
SOD2 Zone à Rhizophora spp.	0,14776 \pm	0,1
SOD3 Zone à Avicennia spp.	1,74984 \pm	0,5
SOD4 Tanne nue	0,00048 \pm	0,0
SOD5 Bassin n°10	0,61928 \pm	0,2

B. Paramètres physico chimiques

A la rédaction du présent rapport, seuls les paramètres suivants ont été analysés. (cf chapitre précédent pour plus de détail)

Tableau 8 – Paramètres physico-chimiques mesurés

	Redox	pH	Eh	Sulfures*	Teneur en eau (%)	Salinité (g/l)
SOD1	48	6,07	250	-99	68,05	48
SOD2	190	6,03	392	-49	56,84	45
SOD3	-245	6,4	-43	-168	64,74	43
SOD4	195	7,34	397	-128	32,6	100
SOD5	-23	7,17	179	-112	40,79	44

* unités non précisées en attendant calibration

4. Discussion

Les densités mesurées de l'ordre de 500 à 2500 ind.10 cm² sont conformes à celles que l'on trouve généralement dans la mangrove et/ou en zone estuarienne (Coull, 1999).

Les nématodes constituent le plus important taxon des différentes zones échantillonnées de la mangrove située en aval de la SODACAL confirmant les observations de la majorité des auteurs ayant opéré dans ces milieux en Inde (Ansari *et al.*, 1993 ; Chinnadurai *et al.*, 2007), en Australie (Hodda & Nicholas, 1985 ; Nicholas *et al.*, 1991), au Kenya (Vanhove *et al.*, 1992), en micronésie (Min *et al.*, 2006) à Cuba (Armenteros *et al.*, 2006) et en Afrique du Sud (Dye, 1983a). Les copépodes représentent le second plus important taxon dans cette étude comme cela a été montré par Rao (1986) et Lalana-Rueda & Gosseleck (1986). Au contraire, Dye (1983b) et Alongi (1987 a & b) rapportent des densités comprises entre 1 et 80 ind/10 cm².

Tableau 9 – Travaux publiés sur l'abondance de la méiofaune et des nématodes dans les sédiments de mangrove

Régions	Latitude	Nématodes x10 ³ .10 cm ⁻²	Total méiofaune x10 ³ .10 cm ⁻³	Auteur
Moindou N^{elle} Calédonie	21°S	0,001-1,58	0,001-2,18	Présente étude
Vic. SE Australie	38°S	0,05-6,85	2,17	Gwyther (2000)
NSW, SE Australie	36°S	0,88		Nicholas <i>et al</i> (1991)
NSW, SE Australie	32°S	0,063-11,892		Hodda & Nicholas (1985)
Qld, NE Australie	19°S	0-2,117		Alongi (1990)
Kenya	4°S	1,2		Shrivers <i>et al</i> (1995)
Andaman Sud	12°N		1,84	Rao (1986)
Inde	19°N		2-6	Goldin <i>et al.</i> , (1996)
Inde	11°N	0,01-0,26	0,02-0,5	Chinnadurai & Fernando (2006)
Inde	10°N	0,09-7,2	0,04-7,3	Chinnadurai & Fernando (2003)
Zanzibar	6°S	1,66-4,435	2,05-5,26	Olafsson (1995)

Olafsson *et al.*, (2000) ont étudié la méiofaune des sédiments hyper-salins d'une mangrove de Zanzibar. Ils ont pu corrélérer l'abondance à la granulométrie et à la teneur en matière organique et montrer que certains taxons étaient particulièrement affectés par les fortes valeurs de salinité. Ces conditions (teneur en eau et salinité) pourraient expliquer en grande partie la quasi-absence d'organisme à la station SOD4.

La décomposition des macrophytes et le recyclage des détritiques jouent un rôle majeur dans les écosystèmes de mangrove et constituent une source essentielle de nutriments pour les brouteurs et les filtreurs de ces milieux (Lee, 1995). La méiofaune intervient directement en ingérant les plantes en décomposition ou en stimulant la croissance des bactéries et des champignons via leur broutage (Hicks & Coull, 1983 ; Heip *et al.*, 1985). Néanmoins, Tietjen & Alongi (1990) suggèrent que ce rôle est moindre en milieu tropical.

De fait, la densité des assemblages de la méiofaune peut être influencée par la litière ayant pour origine la chute des feuilles des différentes espèces de palétuviers (Gwyther, 2003). L'espèce de palétuviers (Chinnadurai *et al.*, 2007) et/ou la granulométrie du sédiment associé aux différentes formations végétales (Kondalarao & Ramanamurty, 1988) et/ou les conditions d'oxygène associées (Mc Kee, 1993) sont des facteurs importants.

Chinnadurai *et al.*, (2007) observent que la densité de la méiofaune est plus forte dans les zones à *Avicennia sp.* que dans celles à *Rhizophora spp.* Les feuilles d'*Avicennia sp.* qui présentent une teneur en azote élevée et un rapport C:N faible se décomposent plus vite (Robertson, 1988). Elles possèdent une plus faible concentration en tannins que les feuilles de *Rhizophora spp.* et ou de *Ceriops spp.* qui par leur acidité et/ou leur toxicité sont connus pour affecter négativement la méiofaune (Alongi, 1987c).

Dans cette étude préliminaire, la méiofaune est effectivement plus abondante dans la zone à *Avicennia sp.* (SOD3) que dans celle à *Rhizophora spp.* (SOD2) confirmant les observations de Chinnadurai *et al.*, (2007).

Néanmoins, les densités et plus particulièrement les biomasses observées dans le sédiment sous couvert des *Rhizophora spp.* « en bonne santé » sont bien plus faibles que celles notées dans la clairière à *Rhizophora spp.* morts. L'état de décomposition plus avancé de la litière présente dans ce lieu particulier (Gee & Somerfield, 1997) et/ou une meilleure qualité (carbone et azote) et/ou de plus fortes quantités des matières organiques stockées (Gomez-Noguera & Hendrickx, 1997) pourraient en être la cause. La teneur sédimentaire en chlorophylle (*bottom up control*) devrait également être prise en compte (Chapman & Tolhurst, 2007).

L'abondance et la biomasse rencontrées dans le sédiment du bassin aquacole sont faibles de l'ordre de 500 in/10 cm² sans doute en relation avec l'état d'assèchement de celui-ci (assec « sanitaire » inter élevage) comme l'indique sa teneur en eau. Une autre explication est le type d'élevage extensif qui y est pratiqué (filiale géniteur à la densité initiale de 2 post larves de crevettes/m²) qui génère moins de déchets organiques via les restes de granulé que les élevages de productions plus intensifs à 20-25 anx/m².

Les estimations de production des stocks en place varient grandement et sont souvent basées sur des études des cycles larvaires en laboratoire (Tietjen & Lee, 1972). Il est toutefois peu probable que les conditions optimales maintenues en microcosmes puissent être extrapolées à celles observées sur le terrain. Les estimations du *turn-over* annuel varie de 10 (McIntyre, 1969) à 6 par an (Arlt, 1973). Dans cette étude un taux de 8 a été choisi. Les valeurs sont cohérentes avec celles obtenues (1,48-9,32 g C/m²/an) par Dye (1983 a) et 0,24 g C/m²/an (Dye & Furstenberg, 1981) dans les zones de mangrove d'Afrique du Sud.

La proportion plus importante d'animaux de petite taille dans le sédiment du bassin est sans doute liée à la forte prédation exercée par la crevette *L. stylirostris* au cours des 4 mois d'embouche. On assiste en effet à un écrêtage précoce des organismes les plus gros (Della Patrona *et al.*, soumis) en début d'élevage ce qui stratégiquement correspond à une meilleure épargne énergétique pour ces prédateurs (Giere, 1993).

Les poids moyens individuels significativement différents des nématodes, copépodes et ostracodes laisseraient supposer que des espèces ou des associations d'espèces pourraient être caractéristiques des différentes zones. Néanmoins, Olafsson (1995) et Somerfield *et al.*, (1998) n'ont pas mis en évidence d'assemblages distincts de nématodes (pourtant numériquement les plus importants) caractéristiques des mangroves qu'ils ont étudiées.

Les peuplements de foraminifères (Bui & Debenay, 2005) fourniraient des outils plus pertinents pour discriminer les différentes zones et mesurer l'impact éventuels des rejets aquacoles (Debenay & Luan, 2006 ; Debenay *et al.*, 2002).

La comparaison à saison identique, des peuplements de la méiofaune inféodés aux microenvironnements similaires (à *Rhizophora spp* et *Ceriops sp.* ; à *Avicennia sp.*, et tanne nue) non impactés localisées en amont de la station de pompage de la SODACAL sera très informative.

5. Perspective

Du fait de leur taille (centaine de μm), leur rapide turn over (jour/semaine), l'absence de dispersion larvaire et leur sensibilité aux changements environnementaux, l'étude des peuplements de la méiofaune revêt un intérêt croissant pour son potentiel d'utilisation comme outil de suivi environnemental (Higgins & Thiel, 1988 ; Coull & Chandler, 1992 ; Kennedy & Jacoby, 1999 ; Boucher, 2004). En outre, la méiofaune représente un indicateur intégrateur de la qualité environnementale, capable de répondre à différents types de perturbations d'origine anthropique (Albertelli *et al.*, 1999 ; Danovaro *et al.*, 2000).

Par son étroite dépendance et association aux caractéristiques sédimentaires (granulométrie, teneur en eau, concentration et qualité de la matière organique et potentiel redox...), l'utilisation du méiobenthos pour identifier les effets de la pollution n'est pas sans poser certains problèmes (Kingston & Riddle, 1989), notamment dans le cas (plus fréquent) où il faut identifier des sites « témoins » pour suppléer à l'absence de données sur l'état initial.

Dans le cas d'un observatoire, l'emploi de substrats artificiels pourrait être une voie permettant de surmonter les difficultés inhérentes à l'étroite inféodation de la méiofaune aux substrats meubles naturels.

Ils présentent en effet les avantages suivants (Mirto & Danovaro, 2004):

- abaissement très sensible des coûts relatifs aux campagnes d'échantillonnage sur le terrain ;
- diminution du temps d'analyse des échantillons ;
- indépendance des caractéristiques du substrat naturel.

Il faut toutefois être prudent avant d'inclure cette technique dans le panel des outils de suivi environnemental en vue d'effectuer des bilans périodiques. Des études de Atilla & Fleeger (2000) , Gwyther & Fairweather (2002) et Atilla *et al.*, (2003) qui ont étudié finement la capacité de la méiofaune à coloniser des collecteurs artificiels , il ressort qu'il faut vérifier trois points importants avant de valider cette méthode :

- la structure architectonique des collecteurs (ex brosses ou géotextiles) ;
- la composition des substrats artificiels ;
- le temps de colonisation.

A la vue de la complexité d'interprétation des résultats préliminaires liée pour part à la diversité des microenvironnements de la mangrove, il apparaît que cette approche dans le cadre général du présent projet est à envisager. Elle pourrait être très complémentaire à l'étude de l'abondance et la biomasse des grands groupes de la méiofaune. Il pourrait être pertinent de concentrer les efforts sur la colonisation des espèces de foraminifères sur des substrats qui restent à identifier.

CINQUIEME PARTIE

ACTIVITE CREVETTIERE ET ETUDE DES SOLUTIONS DE GESTION DES EFFLUENTS

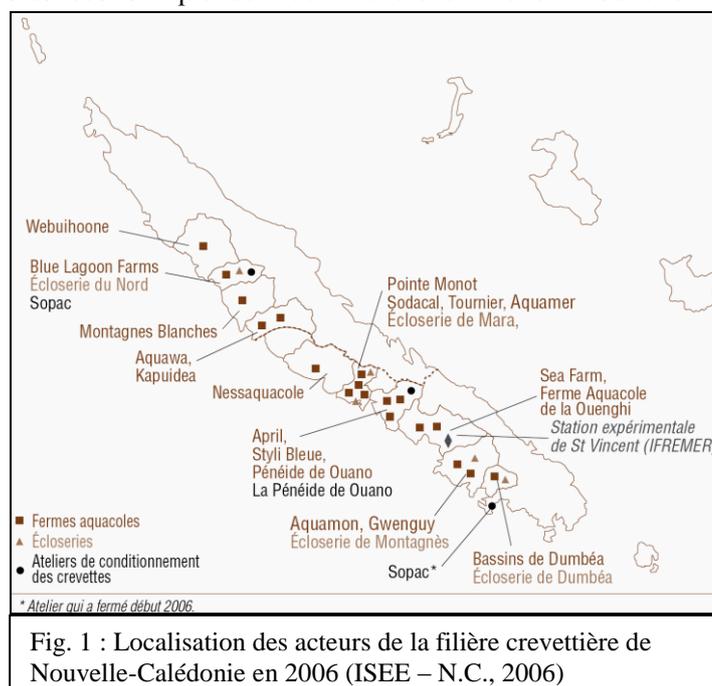
Réalisée par Clément Rataud et Cyril Marchand

L'activité crevette est apparue en Nouvelle-Calédonie en 1970. Elle a d'abord été développée de manière expérimentale par le CNEXO (ancien nom de l'Ifremer) avant de devenir plus industrielle à partir de 1988 et les premières exportations (IFREMER).

I- La crevette en Nouvelle-Calédonie

1.1 Acteurs, poids social et poids économique de l'activité crevette en Nouvelle-Calédonie

L'activité crevette de la Nouvelle-Calédonie compte 19 fermes d'élevage (fig. 1) fédérées par le Groupement des Fermes Aquacoles de Nouvelle-Calédonie (GFA). Il existe également trois écloseries et deux usines de conditionnement et de commercialisation (fig. 2). La station Ifremer de Saint-Vincent à Boulouparis, dont les travaux sont focalisés sur les recherches pour l'élevage de la crevette permet de venir en appui des éleveurs pour l'amélioration de leur activité.



La crevetticulture en Nouvelle-Calédonie représente une activité importante. Elle participe au développement des populations locales en fournissant des emplois (FAYARD, 2005). Environ mille personnes bénéficient d'un emploi direct ou induit de la crevetticulture. La crevette de Nouvelle-Calédonie est un produit haut de gamme, dont l'élevage est régi par un cahier des charges exigeant et une traçabilité rigoureuse. C'est cet atout qui a permis à la filière d'obtenir les agréments de qualité nécessaire pour exporter le produit vers les pays occidentaux, (SOPAC, non daté). La crevetticulture est en effet la deuxième activité exportatrice du territoire après le nickel, et la première production alimentaire exportée. En 2005, l'activité a rapporté un chiffre d'affaire de 22 millions d'euros pour une production de 2400 tonnes. 1800 tonnes ont été exportées principalement en Europe (42%), au Japon (36%), et en Australie (15%) (SOPAC) (fig. 40). Environ 600 tonnes sont consommées localement, ce qui est important mais non suffisant pour faire baisser le prix de revient.

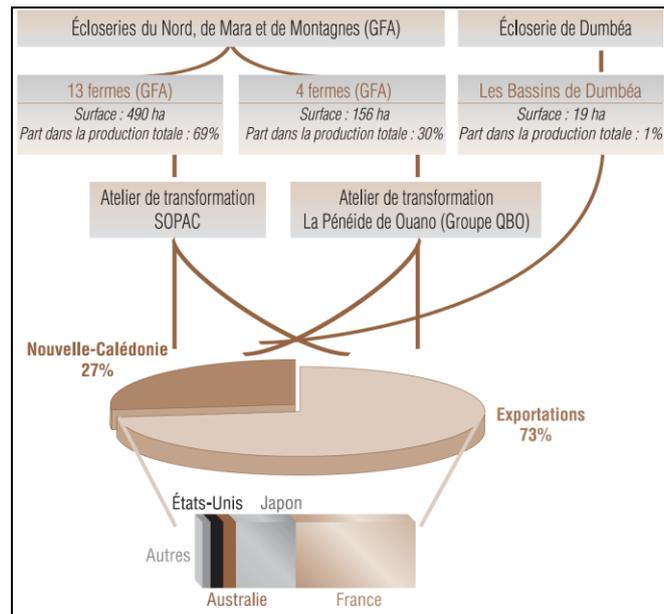


Fig. 2 : Organisation de la filière crevettière de Nouvelle-Calédonie en 2006 (ISEE – N.C., 2006)

Le système semi-intensif intensifié (cf. paragraphe suivant) qui a été adapté pour la Nouvelle-Calédonie a su répondre aux enjeux économiques (coût d'exploitation trop élevés dans le cas de l'élevage intensif et une récolte trop faible avec le type semi-intensif). Cependant les coûts de production et de transport pour l'exportation restent élevés et le marché local est limité ce qui provoque un prix de revient élevé : 6 à 10 €/kg.

1.2 Fonctionnement de l'activité crevettière en Nouvelle-Calédonie

1.2.1- Caractéristiques générales de l'élevage crevettier en Nouvelle-Calédonie

L'espèce élevée en Nouvelle-Calédonie est *Litopenaeus stylirostris*, c'est une espèce provenant d'Amérique du Sud, peu produite en élevage. Tous les individus élevés sur le territoire proviennent des écloseries locales.

En Nouvelle-Calédonie, la technique utilisée pour l'élevage est de type « semi-intensif intensifié ». Il s'agit d'un intermédiaire entre l'élevage semi-intensif et l'élevage intensif. Un élevage intensif se compose de bassins d'une taille d'environ 1 hectare pour environ 40 à 50 post-larves au m². A l'inverse, un élevage semi-intensif fonctionne avec des bassins d'au moins 10 hectares et 10 à 12 individus au m². La technique adaptée pour la Nouvelle-Calédonie est à cheval puisque l'aire moyenne d'un bassin est de 8,1 hectares (tab. 1) et entre 20 et 30 individus sont ensemencés par m² (DELLA PATRONA, en prép.).

Les 19 fermes existantes peuvent être distinguées selon trois types : le type familial d'une superficie réduite (environ 10 à 20 hectares), les fermes intermédiaires (jusqu'à 60 hectares) et les grandes fermes industrielles de 80 à 130 hectares de bassins. La moyenne de la taille des fermes est de 37,9 hectares. La plus petite ferme possède un bassin de 8,4 hectares et la plus grande (Sodacal) exploite 132,7 hectares de plan d'eau. La surface occupée par l'ensemble de la crevetticulture néo-calédonienne est de 719,5 hectares (tab. 3).

Les fermes possèdent en moyenne 5,6 bassins (fig. 3). Les fermes plus intensives possèdent plus de bassins proportionnellement à leur surface totale. Par exemple la ferme BLF –plus intensive– possède 21 bassins pour une surface de 75,8 hectares, alors que la ferme Sodacal bénéficie de 14 bassins pour une surface totale de 132,7 hectares (DELLA PATRONA, en prép.).

En Nouvelle-Calédonie, une saison d'élevage dure de novembre à juillet au maximum mais s'arrête plutôt en avril ou mai. Il n'y a pas d'élevage pendant la saison fraîche. La pêche n'est pas réalisée d'un seul coup en fin d'élevage, elle est dite « partielle ». Cette technique consiste à pratiquer plusieurs récoltes au court de la saison. Ainsi la densité d'individus diminue, les animaux non pêchés peuvent continuer à croître et seront plus gros à la pêche suivante. Cette méthode est une adaptation au type d'élevage semi-intensif intensifié. Si cette opération n'était pas réalisée, il y aurait trop de gros individus au mètre carré, et ces individus ne seraient pas à leur optimum de croissance. Par ailleurs cela permet de proposer au marché différents calibres au court d'une saison. Les premières pêches commencent quand les animaux pèsent 18 grammes et la dernière pêche permet d'obtenir des crevettes de 22 grammes (DELLA PATRONA, en prép.). Une fois la dernière pêche réalisée, les bassins sont vidés et mis en « assec » pendant au moins un mois. Ceci permet la minéralisation et l'élimination de la matière organique résiduelle déposée dans le fond des bassins.

Tab. 1 : Récapitulatif des fermes crevettières néo-calédoniennes (C. RATAUD selon DELLA PATRONA, en prép.)

Ferme	Surface totale (ha)	Nb de bassins	Aire moy bassin (ha)
AQUAMER	40,4	11	3,7
B.L.F	75,8	21	3,6
B. DE DUMBEA	15	5	3
LA PENEIDE	30,1	9	3,3
STYLIBLEUE	15,5	2	7,8
APRIL	21,3	2	10,6
FAMB	18,4	2	9,2
FAO	18	2	9
WEBUIHOON E	55,1	7	7,9
AIGUE MARINE	30	3	10
AQUAMON	42,4	5	8,5
AQUAWA	46,3	4	11,6
GWENGUY	8,4	1	8,4
KAPUIDEA	50,8	5	10,2
NESSA	56,6	5	11,3
PTE MONOT	15,8	2	7,9
SEA FARM	36,1	5	7,2
SODACAL	132,7	14	9,5
TOURNIER	10,8	1	10,8
MOYENNE	37,9	5,6	8,1
TOTAL	719,5	106	

1.2.2- La crevetticulture : une activité très dépendante de l'eau

L'aquaculture, par définition, nécessite de l'eau et implique donc des échanges entre l'élevage et l'environnement adjacent (BOYD, 2003). La quantité ainsi que la qualité de l'eau pour ce type d'élevage est le paramètre essentiel, c'est en effet le milieu de vie des animaux. Ainsi pour permettre

l'optimum de croissance du cheptel, l'eau doit être renouvelée en permanence. Les échanges d'eau sont utilisés en élevage semi-intensif pour équilibrer la salinité et/ou répondre aux variations de paramètres tels que l'oxygène dissous, la turbidité, la qualité et la quantité de phytoplancton (THOMAS, 2006).

En Nouvelle-Calédonie, l'eau est majoritairement pompée dans le lagon, parfois aussi à l'embouchure des rivières ou encore directement dans la mangrove. Le système d'élevage semi-intensif exige un renouvellement en eau quotidien très important, de l'ordre de 30% du volume du bassin en fin d'élevage (DELLA PATRONA, en prép.). Ceci engendre autant de rejets et puisqu'en Nouvelle-Calédonie, les élevages sont tous construits en arrière de mangrove, c'est cet écosystème qui reçoit les effluents de la crevetticulture.

II- Les effluents de la crevetticulture

2.1 Fonctionnement écologique général d'un bassin d'élevage et cycle de l'azote

2.1.1- Fonctionnement écologique général d'un bassin d'élevage, rôle du phytoplancton

Préalablement à la description de la composition des effluents, il est nécessaire de posséder quelques notions sur le fonctionnement écologique d'un bassin d'élevage de crevettes.

En Nouvelle-Calédonie les bassins sont construits sur le tanne, c'est donc ce type de sol qu'on retrouve au fond du bassin. Un bassin d'élevage est un écosystème très simplifié, comportant des compartiments en interrelation (bactéries, phytoplancton, zooplancton, crevettes) (DELLA PATRONA, en prép.). La plupart des bassins de Nouvelle-Calédonie ne sont pas aérés. L'oxygène est apporté par l'eau entrante mais aussi par le métabolisme phytoplanctonique durant la journée. La bonne gestion du phytoplancton est une des clés de la réussite d'un élevage. Le phytoplancton possède un rôle stabilisateur de la qualité de l'eau. Durant la journée, il fournit de l'oxygène au milieu via la photosynthèse et il limite les concentrations en CO_2 , NH_3 , NO_2^- et H_2S . Le phytoplancton est aussi une ressource alimentaire directe et indirecte pour les crevettes. Le phytoplancton a enfin un rôle de protection vis-à-vis des pathogènes puisqu'il rentre en compétition avec ces derniers (DELLA PATRONA, en prép.).

La consommation en oxygène du bassin est liée au nombre de crevettes mais aussi à la quantité de nourriture apportée en trop et donc non consommée par les crevettes.

La principale difficulté pour l'éleveur est de conserver cet écosystème-bassin dans un état stable en jouant sur les quelques paramètres qu'il peut maîtriser, notamment le renouvellement en eau et les apports d'azote.

2.1.2- Sources et devenir de l'azote dans les bassins d'élevage

L'azote, dans les bassins d'élevage néo-calédoniens, provient principalement de deux sources : la nourriture et l'engrais. La source majoritaire est la nourriture (THOMAS, 2006). Selon Smith (1998) dans un bassin intensif de Thaïlande, la nourriture représente 78% de l'apport d'azote dans un bassin.

Selon Thomas (2006), la teneur en azote de l'aliment distribué est de 6,5%. L'azote qui est ajouté dans les bassins sous forme de nourriture est soit incorporé dans les tissus animaux, soit transformé en azote ammoniacal par les excréments des crevettes ou lors de la minéralisation de la nourriture perdue (Fig. 3). L'ammonium peut être transformé en nitrites puis nitrates par les bactéries nitrifiantes. L'azote ammoniacal total et les nitrites et nitrates peuvent être assimilés par le

phytoplancton et ainsi transformés en azote organique particulaire. Tous les composants azotés peuvent être évacués de manière différente. Toutes les formes peuvent être à un moment ou un autre évacuées dans les effluents. L'azote organique particulaire peut aussi être éliminé de la colonne d'eau par sédimentation. La volatilisation de l'ammoniac sous forme gazeuse existe quand le pH est élevé et que la production d'azote ammoniacal total est forte (LORENZEN, 1997).

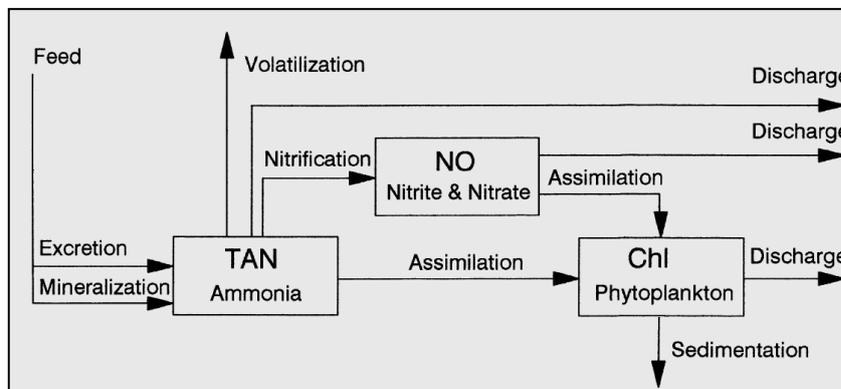


Fig. 3 : Model conceptuel de l'apport en azote, des processus de transformation et de recyclage dans un bassin aquacole intensif. Azote ammoniacal total (TAN), Nitrites-Nitrates combinés (NO), Azote organique particulaire sous forme de phytoplancton (CHI). LORENZEN, 1997.

Une seconde source d'azote apportée parfois dans les bassins d'élevage de Nouvelle-Calédonie est l'introduction d'urée pour favoriser le phytoplancton. Selon Thomas (2006), l'apport d'urée se fait tous les trois jours avec une quantité de 3kg. Puisque l'urée (CH_4ON_2) a une masse molaire de 60 g.mol^{-1} , cet amendement correspond à un apport de 100 moles d' N-NH_4 par hectare.

Il existe un gradient de l'utilisation de cette méthode dans les fermes néo-calédoniennes. En effet certains éleveurs ne rajoutent jamais d'urée. D'autres n'en adjoignent qu'au début de l'élevage (300 à 500 kg par mois pendant les trois premiers mois dans un bassin de 10 hectares) pour favoriser le début de la production phytoplanctonique. D'autres encore pratiquent l'adjonction d'urée durant toute la saison d'élevage (600 kg le premier mois puis 300 à 400 kg par mois pendant le reste de la saison dans un bassin de 10 hectares). Ce dernier mode opératoire permet de maîtriser et de stabiliser plus facilement l'écosystème bassin et d'assurer le maintien du phytoplancton.

2.2 Qualité et quantité des effluents des bassins d'élevage

Les effluents de la crevetteculture sont plus riches que les eaux pompées. Les effluents crevetteculteurs contiennent typiquement des taux élevés de matières en suspension, de particules minérales, de nutriments organiques dissous et une forte demande biochimique en oxygène. Pour chaque paramètre le taux varie en fonction de l'intensité de l'élevage (HOPKINS et al., 1995 ; PAEZ-OSUNA, 1994, 2000).

Paèz-Osuna (1999) (fig. 4), a réalisé une étude dans un bassin semi-intensif d'un hectare renouvelé pendant la saison sèche à seulement 3 à 5%. 8,8 kg (6,2%) d'azote étaient apportés par fertilisation, 107,7 kg (76,0%) par la nourriture et

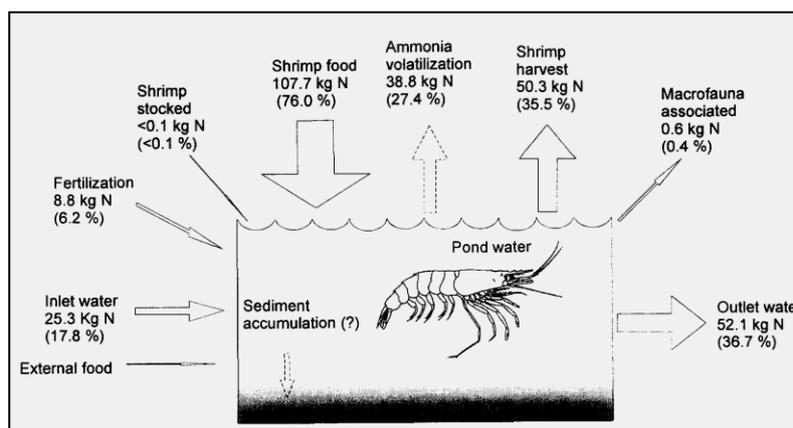


Fig. 4 : Variations d'azote dans 1 ha de bassin semi intensif durant la saison sèche avec un taux de renouvellement de 3 à 5%.

25,3 kg (17,8%) par l'eau entrante. Le taux de renouvellement pratiqué était de 3 à 5%. Les résultats ont montré que 35,5% de l'azote sont retenus dans les 1822 kg de crevettes récoltées, 27,4% sont évacués par volatilisation sous forme d' N_2 et 36,7% sortent par les effluents soit 52,1 kg d'azote pour une saison d'élevage.

2.3 Renouvellement en eau des bassins d'élevage et quantité d'effluents

Le renouvellement en eau des bassins est quotidiennement de 5% en début de l'élevage et de 30% à partir de la première pêche et jusqu'à la fin de la saison (DELLA PATRONA, en prép.). Suivant le tableau 3, l'aire moyenne d'un bassin est de 8,1 hectares. Si on considère que ces bassins ont une profondeur moyenne de 1 mètre et qu'ils sont de forme carrée, leur volume est alors de 81 000 m³. On peut dire que pour un bassin moyen de Nouvelle-Calédonie, avec un renouvellement de 5% par jour il faut 4 000 m³ d'eau et un renouvellement de 30% nécessite quotidiennement 25 000 m³ d'eau. Mais lorsque de telles quantités d'eau sont pompées, autant sont rejetées. Lors d'une saison d'élevage ce sont donc entre 4000 et 25 000 m³ d'eau/8,1 ha qui sont déversés quotidiennement en sortie de bassin, la plupart du temps de manière diffuse, dans la mangrove.

Les effets des effluents dépendent de plusieurs paramètres. Dans le cas de la crevetticulture cela dépend de l'intensité de l'élevage, du taux de renouvellement d'eau, du type d'aération et de la quantité de sédimentation dans le bassin (PAEZ-OSUNA, 2000 ; O'BRYEN, 2003).

III- Inventaire bibliographique des normes et techniques de gestion des effluents aquacoles

Les effluents de la crevetticulture ont des effets sur l'environnement et notamment sur le milieu récepteur, (HOPKINS et al., 1995 ; PAEZ-OSUNA, 1994, 2000 ; BOYD, 2003 ; JONES et al., 2001, BROWN et al., 1999, VIRLY, 2005).

Bien souvent il est techniquement et économiquement impossible de mettre en place une aquaculture sans effluent (BOYD, 2003). Aussi, certains pays ont mis en place des moyens de gestion de manière à réduire les effets environnementaux des effluents. Les paragraphes qui suivent ont vocation à dresser une liste des moyens de gestion existants à travers le monde pour les rejets industriels et aquacoles en général. A la suite de cela, une étude comparative permettra d'évaluer les avantages et les inconvénients de chaque technique et de chaque norme. Nous avons inventorié des solutions de gestion visant à traiter tous les composants des effluents et non les nutriments seulement.

Dans la synthèse générale de ce rapport, une étude de faisabilité prenant en compte les avantages et inconvénients de chaque moyen de gestion, et surtout l'avis des crevetticulteurs locaux, permettra de discuter des solutions paraissant les plus adaptées et les plus applicables au contexte crevettier de Nouvelle-Calédonie.

3.1 Réglementation française à propos des rejets aquacoles

La réglementation française à propos de l'aquaculture reprend plusieurs textes de loi de protection de la nature de manière à adapter chacune aux différents contextes : eau douce, eau salée notamment. Depuis 1997, les piscicultures en eau douce sont soumises au système de taxe sur les pollutions. Les établissements piscicoles ont à respecter des normes de qualité des effluents et des mesures techniques pour réduire l'impact des rejets. En contrepartie, les éleveurs faisant des efforts de

traitement des effluents reçoivent une prime d'épuration déductible de la redevance (DURET, non daté).

La base de la réglementation sur l'eau est la « loi sur l'eau » de 1992 qui s'applique aux eaux douces. Pour les effluents d'élevage d'eau douce, une grille de référence a été établie, elle sert à qualifier l'eau de rivière en cinq classes. Deux critères principaux sont la concentration de la matière en suspension et la concentration en ammoniacale. En mer, il n'y a pas de telle grille, donc il est plus difficile d'obtenir un référentiel.

La réglementation française ne s'applique pas en Nouvelle-Calédonie étant donné le statut de ce territoire.

3.2 Consortium international à propos des relations entre les fermes crevettières et l'environnement

Le consortium international à propos des relations entre fermes crevettières et environnement a été initialisé en 2006 par la Banque Mondiale, the Network Centres in Asia-Pacific (NACA), le Fond Mondial pour la Vie Sauvage (WWF) et l'organisation pour l'Alimentation et l'Agriculture des Nations-Unies (FAO). Cela a consisté à dresser certains principes internationaux pour un élevage plus responsable de la crevette. Le consortium prend en compte aussi bien des éléments écologiques, que techniques ou encore économiques et sociologiques. Ce qui concerne l'utilisation de l'eau est décrit dans le principe numéro 3. Celui-ci prévoit la minimisation du renouvellement en eau de manière à diminuer le coût de pompage et à limiter l'utilisation de l'eau. Le but est aussi d'abaisser le risque d'introduction de maladies dans les bassins mais aussi et surtout de faire décroître les rejets de nutriments et de matière organique par les effluents. Pour cela les recommandations sont :

- utiliser efficacement l'eau de manière à minimiser le pompage
- minimiser les effluents des fermes et la sédimentation dans l'environnement.
- tenter de rejeter de l'eau identique à celle qui est pompée, d'un point de vue des concentrations en nutriments, de la MES et des matières organiques.
- intégrer l'installation d'un bassin de décantation au moment de la conception de la ferme.
- obéir à des lois nationales et des guides à propos de l'eau utilisée et des effluents.

Ceci est basé sur deux modes de gestion : les « Codes de Pratiques » établis à Rome en 1995 et les « Meilleures Pratiques de Gestion » (BMPs).

3.3 Best Management Practices (BMPs)

Les « Meilleures Pratiques de Gestion » ou encore « Best Management Practices » (BMPs) sont considérées comme les pratiques aquacoles actuellement disponibles les plus efficaces pour prévenir les impacts sur l'environnement tout en assurant une production économiquement viable (BOYD, 2003). Les BMPs consistent surtout à améliorer les techniques de l'élevage en lui-même de manière à réduire l'impact environnemental. Pour cela une liste des BMPs a été dressée et résumée par Boyd (2003). Nous avons retenu pour ce rapport les pratiques visant à réduire l'impact des effluents :

- L'utilisation d'engrais devrait se faire uniquement en cas de besoins pour maintenir le phytoplancton.
- Le taux d'alimentation ne devrait pas dépasser la capacité d'assimilation du bassin.
- La nourriture devrait être distribuée de manière rationnelle afin d'éviter la suralimentation et que la plus grande proportion d'aliment soit consommée.

-
- La nourriture devrait être de haute qualité et ne pas contenir plus d'azote et de phosphore que nécessaire.
 - Il ne faudrait pas utiliser d'eau de renouvellement ou au moins, l'utiliser de manière la plus limitée possible.
 - Dans la mesure du possible, il serait bon de réutiliser l'eau de l'élevage.
 - Dans la mesure du possible la récolte des animaux élevés devrait se faire sans rejet d'eau.
 - En aquaculture intensive, il serait nécessaire de pratiquer l'aération mécanique de manière à se prévenir des trop faibles concentrations en oxygène dissous et ainsi promouvoir la nitrification et d'autres processus aérobiques de purification de l'eau.
 - Dans la mesure du possible, un bassin de décantation ou un fossé végétalisé devrait recueillir les effluents de l'élevage.

Il nous a semblé intéressant d'étudier chaque recommandation de cette liste. Dans les paragraphes suivants, chacune de ces recommandations va être traitée de manière à décrire des moyens techniques susceptibles d'y répondre.

3.4 Utilisation d'engrais

L'engrais sous forme d'urée est intégrée pour favoriser le phytoplancton et ainsi la production d'oxygène. Ces micro-organismes participent également à préserver les paramètres de l'eau des bassins à un état stable. La nécessité de mettre de l'engrais peut dépendre de la qualité de l'eau entrante mais également des caractéristiques des sédiments du fond du bassin. Comme nous l'avons vu précédemment, l'utilisation d'engrais dans les élevages néo-calédoniens n'est pas systématique. Certains éleveurs n'utilisent jamais d'engrais, d'autres seulement partiellement au début de l'élevage ou en cas de besoins, et d'autres encore durant toute l'année.

3.5 L'alimentation

3.5.1- *La quantité de l'aliment*

L'objectif serait de distribuer l'aliment de la manière la plus juste possible. Bien sûr l'aliment ne doit pas manquer aux animaux. Cependant l'aliment ne doit pas non plus être fourni en trop grande quantité de manière à éviter une suralimentation qui engendrerait une perte importante des éléments par non consommation. Ce sont les quantités de granulés distribuées dans les bassins qui contribuent le plus directement ou indirectement à la demande en oxygène du bassin (DELLA PATRONA, en prép.).

La quantité d'aliment distribuée est calculée grâce à l'indice de conversion d'aliment (Food Conversion Rate : FCR) qui fait le rapport entre le tonnage d'aliment consommé par an et la production annuelle (OSPAR, 2004). En Nouvelle-Calédonie, le taux de conversion moyen est de 2. C'est-à-dire que pour 4 tonnes d'aliment fournis, 2 tonnes de crevettes sont produites. Un taux de conversion trop élevé (2,2 à 2,6) révèle le fait que l'éleveur a fourni trop d'aliment. Ceci engendre donc à la fois une perte économique pour le producteur et par conséquent cela indique qu'une certaine quantité d'éléments nutritifs fournis à l'eau auraient pu être évitée.

La proportion d'aliment à ajouter quotidiennement dans les bassins est complexe à juger. Encore une fois, le cheptel n'est pas visible, et donc l'éleveur ne connaît exactement le nombre d'animaux dans son bassin qu'au moment de la pêche. La quantité d'aliment à fournir aux crevettes est estimée grâce à un tableau de croissance qui indique théoriquement le poids et donc les besoins

nutritionnels des crevettes au fur et à mesure de l'avancée de la saison d'élevage. Parallèlement, des mangeoires (une dizaine en Nouvelle-Calédonie) sont disposées dans les bassins. Une à deux heures après la distribution de l'aliment par dispersion grâce à un bateau, ces mangeoires sont relevées et la quantité d'aliment restante est appréciée. Elles agissent comme un témoin de ce qui se passe sur le fond, grâce à cela l'éleveur peut ajuster la quantité à distribuer lors du nourrissage suivant.

Dans certains pays notamment d'Amérique Latine, une quantité beaucoup plus grande de mangeoires est disposée dans les bassins. Elles sont grandes de 1 à 2 m² et sont disposées de manière à alimenter 500 à 1000 m². L'aliment est alors fourni directement dans ces mangeoires par une personne, durant toute la journée. Cette personne rajoute ou non de la nourriture en fonction de ce qui reste dans chaque mangeoire. Grâce à cette technique la quantité optimale est exactement fournie. L'inconvénient est que cette méthode nécessite de forts moyens humains (2 employés par 10 hectares de bassin). Cependant selon Shrimp News International, l'investissement humain est rapidement compensé par les économies réalisées grâce à une pollution moindre du fond du bassin, une accélération de la croissance, un meilleur suivi de l'élevage, une réduction du pompage, ainsi qu'une meilleure estimation de la récolte. Bien sûr l'économie principale est effectuée sur la nourriture, grâce à cette technique il serait possible de passer d'un indice de conversion de 2,1 à 1,3.

Bien entendu, pour chaque producteur, l'objectif est de produire au maximum, tout en fournissant le moins possible d'aliment pour que l'élevage soit économiquement le plus viable possible. Donc, de manière inconsciente, le producteur qui gère efficacement son élevage participe à limiter les pertes de nutriments provenant de l'alimentation. Mais la quantité introduite dans les bassins dépend aussi de la qualité de l'aliment.

3.5.2- La qualité de l'aliment

La qualité de l'aliment est essentielle. L'aliment doit être suffisamment riche pour assurer l'optimum de croissance des crevettes. Cependant il ne doit pas être excessivement riche afin de limiter la libération des éléments dans l'eau. A titre d'exemple, selon la FAO, l'aliment importé de France vers Madagascar est composé de 11% d'eau, 45% de protéines brutes, 5% de lipides, 4% de cellulose et 14% de minéraux. Celui importé de Taiwan est composé de 13,1% d'humidité, 35,5% de protéines brutes, 2,8% de lipides et 16,0% de minéraux.

Malheureusement l'ajout d'acides aminés dans l'aliment se fait depuis de nombreuses années par tâtonnement car les besoins quantitatifs en acide aminés essentiels sont très mal connus chez les Pénéides à l'exception de *Panaeus monodon* (DELLA PATRONA, en prép.). Les recherches en cours participeront certainement à améliorer la qualité et l'efficacité de la provende. Selon Paèz-Osuna (1998), la modification et la maximisation de la composition de l'aliment pourrait être une stratégie efficace pour diminuer la quantité d'azote et de phosphore rejetée dans l'environnement. Pour cela il faudrait développer des aliments plus pauvres en protéines et avec une plus haute digestibilité de l'azote et du phosphore. Une étude comparative réalisée sur des excréments de crevettes nourries avec de la nourriture artificielle et d'autres nourries avec de la nourriture vivante (algue et chironomes) a montré que les excréments des premières sont plus concentrés en composés azotés. En effet les protéines des algues et des chironomes contribuent à faire diminuer les excréments d'azote (PAEZ-OSUNA, 1998).

3.6 Le renouvellement en eau des bassins

Comme nous l'avons précisé auparavant, le volume d'eau rejeté dans la mangrove, de part le renouvellement, est très fort : 25 000 m³ d'eau par 8,1 ha et par jour lorsque le bassin est à pleine charge. Nous pourrions donc penser qu'il serait avantageux de diminuer le taux de renouvellement en eau, de manière à diminuer la quantité des effluents. Cependant, selon Blancheton (non daté) la concentration en substances dissoutes dans les effluents est plus forte lorsque le degré d'ouverture du système (renouvellement) est faible par rapport à la quantité d'aliment apportée. Ainsi, lorsque le renouvellement est plus fort, les éléments sont plus dissous.

Du point de vue de la concentration des matières dissoutes, cette théorie tendrait à favoriser la consommation d'eau et l'augmentation de la quantité des rejets. Cependant si on prend en compte les effets liés aux apports d'eau elle-même dans des zones de mangrove normalement peu submergées comme nous l'avons vu dans la zone à *Avicennia* étudiée, l'augmentation des rejets a une influence certaine. Par ailleurs l'afflux d'eau en sortie des bassins crée un phénomène d'érosion susceptible de déraciner les *Avicennia*. (photo. 5). Pour pallier à cela les australiens ont mis en place un système de drain en sortie de bassin.



Photo. 5 : Illustration du déchaussement des racines d'*Avicennia* créé par l'afflux d'eau.

Le taux de renouvellement des bassins varie au cours de la saison en fonction du grossissement des crevettes. La quantité d'effluent en est donc proportionnelle. L'idée est donc de diminuer la quantité d'eau renouvelée. Selon Lemonnier (2006) la proportion d'azote organique dissous, particulaire et organique dans les effluents augmente avec le renouvellement. Cependant ce serait l'inverse pour l'azote minéral (fig. 5). L'eau étant plus riche en oxygène lorsque le renouvellement est fort, la nitrification serait plus efficace. Par ailleurs le problème majeur associé à la diminution du taux de renouvellement en eau dans les bassins semi-intensifs à fond de terre, est l'eutrophisation rapide du système.

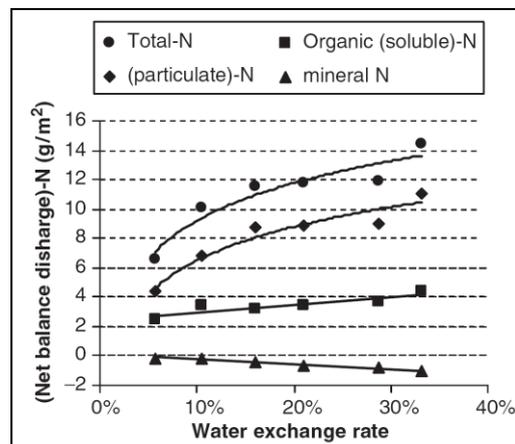


Fig. 5 : Relations entre la concentration d'azote dans l'effluent et taux de renouvellement en eau (LEMMONIER, 2006)

La technique de l'élevage en circuit fermé, et donc sans effluents, a été testée sur un élevage intensif au Belize. Les caractéristiques de cet élevage sont : 26 bassins de grossissement de 0,065 à 1,6 ha, 2 bassins de décantation de 0,7 ha et un réservoir d'eau de 0,5 ha. Les densités pratiquées sont très élevées : 120 crevettes par m². Une toile en polyéthylène est tendue au fond du bassin. L'eau est brassée en permanence et largement aérée grâce à 50 chevaux de puissance d'aérateurs par hectare. L'eau n'est renouvelée qu'une fois tout les 4 mois. Les boues résultant des déchets sont accumulées au centre du bassin et elles sont périodiquement et partiellement évacuées via un drain central ou des siphons. De la chaux, du fer et des silicates sont introduits tout le long de la saison d'élevage pour tamponner le pH, séquestrer les sulfures et former de la matière floculée. De la molasse est ajoutée pour promouvoir le développement des bactéries. L'eau drainée des

bassins est conduite dans un bassin de décantation durant sept jours avant d'être réutilisée (BUFORD et al., 2003).

La première impression donnée par cette technique est l'artificialisation complète du bassin et des paramètres de l'eau, ce qui implique l'injection multiple d'intrants chimiques.

3.7 L'aération mécanique des bassins

L'aération mécanique des bassins vise à assurer la présence d'oxygène dans l'eau. Grâce à cela la nitrification est plus efficace. Cette technique est particulièrement recommandée pour l'élevage intensif. Elle consiste à créer un courant d'eau grâce à des hélices placées en cercles sous la surface, tout autour du bassin. Cependant en Nouvelle-Calédonie, la technique d'élevage se rapproche plus de l'élevage semi-intensif. Si neuf éleveurs utilisent des aérateurs, c'est souvent pour créer un appoint lors des périodes propices à la diminution forte de l'oxygène dans les bassins. En Nouvelle-Calédonie, seul un éleveur propriétaire de deux fermes, pratique réellement un élevage plus intensif qui nécessite de disposer des aérateurs sur tous les bassins.

3.8 Traitement des effluents par moyens techniques et mécaniques

3.8.1- Traitement des effluents par évaporation forcée

La technique de traitement par évaporation forcée a été développée pour les effluents agroalimentaires et industriels : rejets de la viticulture, rejets phytosanitaires, rejets des traitements de surfaces, effluents salés et ammoniacés, effluents des aires de stockage de mâchefer et des centres d'enfouissement. Le procédé est nommé « Nucleos », il a été développé par la société Irrigaronne. Ce procédé consiste à exposer les effluents au vent et au soleil sur un panneau, de manière à provoquer l'évaporation de l'eau et ainsi concentrer les effluents (fig. 6).



Fig 6 : Schéma et photographie du système « Nucleos ». Evaporation forcée, sur des panneaux

Les effluents sont stockés dans un bassin étanche. Une pompe installée dans le bassin de stockage projette l'effluent séquentiellement sur la maille d'évaporation où il s'évapore en partie. L'excédent retourne au bassin. Ces cycles réguliers et continus d'évaporation permettent l'obtention d'un concentrât. Celui-ci peut, ensuite, être valorisé par épandage agricole ou mis en décharge.

Selon Irrigaronne, les avantages de cette technique sont : aucun rejet en rivière, une diminution du volume total des effluents jusqu'à 98% du volume initial, un coût d'exploitation réduit et une maintenance minimale.

3.8.2- Système de traitement et de recirculation des eaux d'élevage en aquaculture

La solution de traiter et de faire recirculer l'eau des bassins d'élevage a été expérimentée par la société « Bio-Aqua Technologies » au Québec. Les objectifs sont de réduire les répercussions de l'aquaculture sur la qualité du milieu aquatique et de diminuer la quantité prélevée dans le milieu naturel. Ce système a été conçu pour répondre aux besoins de l'aquaculture à haute densité, en milieu industriel contrôlé.

La technologie développée permet d'abord d'enlever les solides grâce à un tamis rotatif. Le traitement biologique est réalisé dans la biotour, à basse température, couplé à un système de dégazage du CO₂ et d'ozonisation.

Ces traitements permettent une réduction de 90% de la consommation d'eau ainsi que la suppression des rejets d'effluents non traités dans le milieu. En effet dans l'effluent, la Demande Biologique en Oxygène (DBO) et les concentrations en azote et en phosphore sont réduites à 95% et les Matières En Suspension (MES) à 90%. Le système permet également d'optimiser la gestion des déchets organiques et des boues biologiques générées grâce à un décanteur et un bassin de décantation.

Le système a été testé pour des élevages de poissons d'eau douce (Truite arc-en-ciel et Omble chevalier) (fig. 7). Il comprenait deux réservoirs en fibre de verre de 21,3 mètres de longueur par 1,5 mètres de largeur et 1,5 mètres de hauteur. Pendant 45 mois, ce système a été exploité dans des conditions de production réelles, selon des protocoles expérimentaux bien définis et avec la quantité de poissons requise pour une production commerciale. A l'échelle laboratoire, les caractéristiques du système Bio-Aqua étaient les suivantes : température de 11°C, pH compris entre 6,5 et 7,5, oxygène dissous 9 à 11 mg/l). Le débit recirculé était de 45m³/h et le débit optimal dans la biotour de 15m³/h.

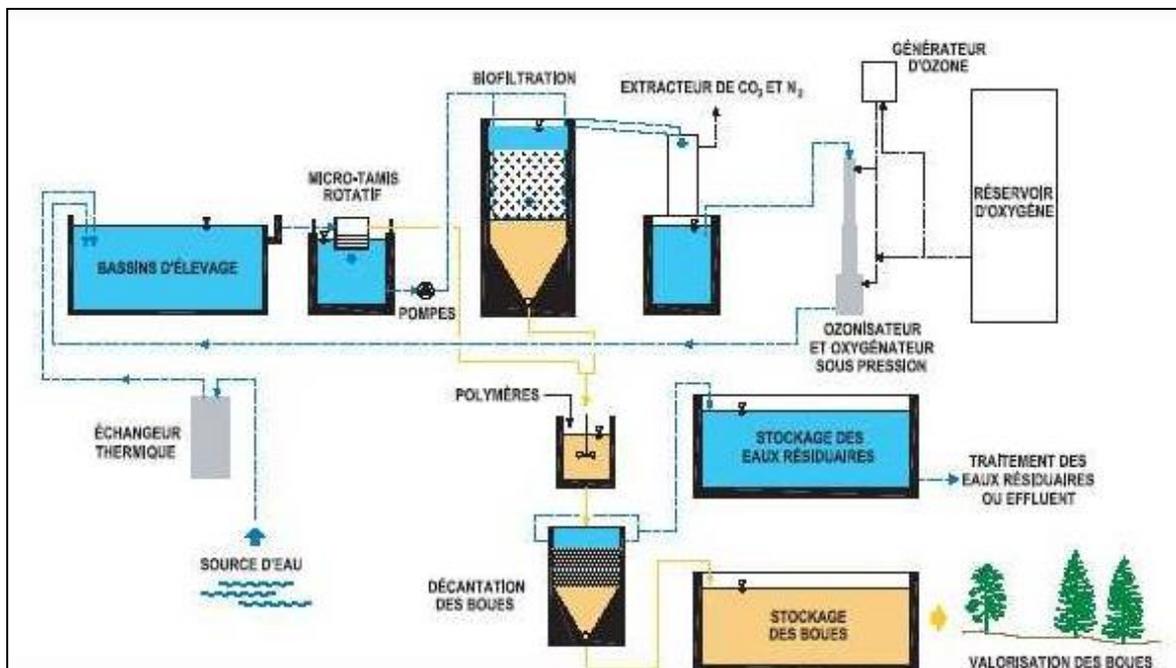


Fig. 7 : Schéma de principe de la technologie Bio-Aqua

Le tableau suivant (tab. 2), résume les rendements épuratoires du système Bio-Aqua. Les résultats sont basés sur l'analyse de mesures hebdomadaires prises lors du fonctionnement en continu des installations (environ 20 mois).

Tab. 2 : Rendement épuratoire du système Bioaqua (chaîne de gestion de l'eau).

Paramètres	Nettoyage mécanique des zones d'accumulation (% de retrait)	Traitement mécanique (% de retrait)	Traitement biologique (% de retrait du résiduel)	Rendement moyen du système global (%)
Matières en suspension	15	60	34	88
Demande biologique en oxygène cinq jours	7	30	83	9
Azote total	2	14	95	97
Phosphore total	8	74	50	95

3.9 Traitement des effluents par utilisation de processus naturels

3.9.1- Traitement des effluents par bassin de décantation

Afin de réduire les concentrations en matière en suspension, les solutions techniques passent par une bonne gestion de l'élevage et par l'installation de dispositifs de piégeage des matières en suspension (DURET, non daté). Dans de nombreux pays où est pratiqué l'élevage de crevettes, il y a un accroissement de l'utilisation de bassins de décantation (JACKSON et al., 2003).

Ces bassins de décantation peuvent être efficaces pour limiter la charge en matière en suspension. Jackson et al. (2003) ont montré qu'en 0,6 à 1,9 jours de passage dans un bassin, la sédimentation des MES est de 60%. Ils ont aussi montré que la réduction des nutriments est moins efficace. Les meilleures diminutions qu'ils ont pu montrer sont de 35% sur le phosphore total et de 23% sur l'azote total grâce à un temps de résidence dans le bassin de deux jours. Un temps de résidence plus long n'est pas favorable, puisque le taux de recyclage diminue au fur et à mesure des jours.

Teichert-Coddington et al. (1999) ont montré que ce sont 88% des MES qui sont piégées en 0,25 jour. Cependant, ils ont aussi montré que la réduction de la concentration en azote total est moins efficace : 31% de l'azote total est recyclé durant 0,25 jour de décantation.

3.9.2- Traitement des effluents par polyculture

L'idée, dans le cas présent, est de combiner la sédimentation passive dans les bassins de décantation avec une recapture active des nutriments grâce à un élevage secondaire d'animaux filtreurs (JACKSON et al., 2003). Jones et al. (2001) ont démontré grâce à un système expérimental d'élevage d'huîtres couplé à une culture d'algues en sortie des bassins de crevetticulture que la concentration en nutriments est réduite de 28% pour l'azote total, 76% pour l'ammonium, 30% pour les nitrates, 14%

pour le phosphore total et 35% pour les phosphates. A titre d'exemple la figure 8 montre la diminution de l'ammonium, des nitrites+nitrates et du phosphate total en fonction du temps de filtration par les huîtres et du temps d'absorption par les algues. Les huîtres recyclent une part importante de phytoplancton, de bactéries et d'autres matières en suspension dans la colonne d'eau. Cependant, elles produisent également des fèces et pseudofèces qui sont à leur tour intégrés dans l'eau. Le couplage de l'élevage d'huîtres avec une culture d'algues est donc nécessaire. L'algue *K. alvarezii* absorbe 80% des nutriments excrétés par les huîtres (JONES et al., 2001).

Le modèle ci-contre (fig. 8) a été développé par Shpigel et al. (1993) (GIMENEZ-CASALDUERO, 2000). Le principe est de récupérer l'eau des bassins d'élevage de poissons pour les déverser dans un bassin de décantation. A partir de là, l'eau est traitée d'abord par des mollusques (*Haliotis tuberculata*) puis par des algues (*Ulva lactuca* ou *Gracilaria conferta*) avant de retourner en mer. Grâce à cela, dans les effluents finaux on retrouve seulement 4,3% de la l'azote de l'eau en sortie des bassins d'élevage de poisson.

De plus l'intérêt est d'obtenir trois productions différentes et complémentaires puisque les algues peuvent soit être vendues, soit servir d'alimentation aux ormeaux.

Les organismes qui peuvent être utilisés sont nombreux : filtreurs planctonophages (huîtres, moules, clams, poissons), détritivores (holothuries, poissons), alguivores (ormeaux, oursins, poissons) (GIMENEZ-CASALDUERO, 2000). McIntosh et al. (2003) en Arizona parlent du traitement des eaux de crevetticulture faiblement salées pour alimenter des plantations d'oliviers, de haricots verts, de tomates et de concombres.

Le flux et le temps de résidence de l'eau au contact des organismes épurateurs sont discutables. En effet, plus le flux est important, moins le rendement épuratoire est efficace mais plus la quantité de nutriments éliminés est grande. L'élimination s'explique donc à la fois par des processus biologiques et des processus physiques (volatilisation, nitrification) (PAGAND, 1999).

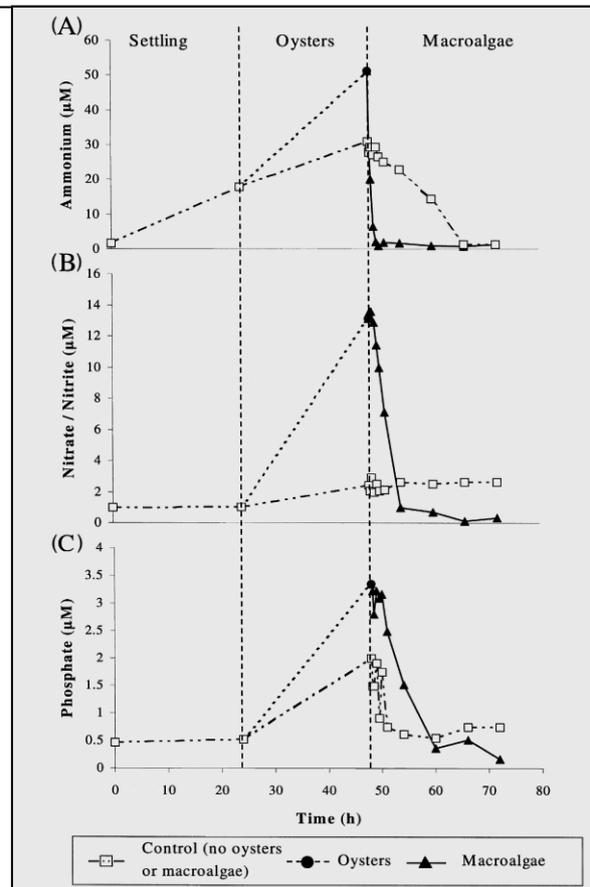


Fig. 8 : Variation des concentrations d'ammonium de nitrites+nitrates et de phosphates dans la colonne d'eau des effluents crevettiers après passage dans un bassin de décantation et après filtration par des huîtres et absorption par des algues (JONES et al., 2001).

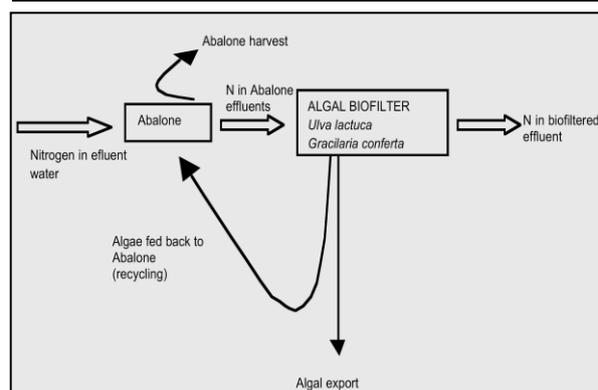


Fig. 9: Schéma de la répartition de l'azote dans un système de culture de biofiltreurs (ormeaux/algues) (GIMENEZ-CASALDUERO, 2000)

3.10 Traitement des effluents par utilisation du rôle de filtre de la mangrove

Une alternative est d'utiliser la mangrove comme filtre des effluents d'élevage. Certains auteurs ont montrés que la mangrove est hautement efficace pour recycler les matières en suspension et les nutriments des effluents aquacoles. La surface de mangrove nécessaire pour recycler l'azote et le phosphore dépend de l'intensité de l'élevage (PAEZ-OSUNA, 2001). Les résultats sont variables suivant les auteurs. Robertson et Phillips (1995) ont estimé que 2 à 3 hectares de mangrove sont requis pour traiter 1 hectare d'élevage semi-intensif, alors qu'il faudrait 22 hectares pour traiter les effluents d'un hectare de bassin intensif. Selon Rivera-Monroy (1999), il faudrait 0,04 à 0,12 hectares de mangrove pour recycler complètement l'azote organique dissous provenant d'un bassin semi-intensif d'un hectare.

Les relations entre la mangrove et les élevages côtiers sont complexes et non suffisamment connus. Il y a encore un besoins certains de recherches pour compléter les connaissances à ce sujet. Par ailleurs il serait intéressant d'évaluer le service écologique rendu par les marais à mangrove dans le cadre de la Gestion Intégrée de la Zone Côtière (PAEZ-OSUNA, 2001). L'étude qui va commencer en novembre 2008 a pour but de mieux comprendre le devenir des effluents dans la mangrove et de quantifier le rôle de filtre de cette dernière en Nouvelle-Calédonie.

3.11 Règlement au niveau international et national

Le principal texte de protection des mangroves au niveau international est la convention de Ramsar qui assure la conservation et l'utilisation durable des zones humides. Quarante quatre pays possédant de la mangrove sur leur littoral, ont une réglementation nationale directe ou indirecte sur la protection de la mangrove. Cependant ces textes légifèrent plutôt sur la déforestation et sur la protection de la faune et de la flore (GAUDIN, 2006).

L'Alliance Globale de l'Aquaculture (GAA) est une organisation internationale qui promouvoit une aquaculture éco-responsable. Elle suggère des normes d'effluents standardisées (tab. 3) (BOYD, 2003).

Tab. 3 : Objectifs de qualité standard de l'eau des effluents de la crevetticulture par la GAA (BOYD, 2003)

Variable	Initial standard	Target standard
pH (standard units)	6.0–9.5	6.0–9.0
Total suspended solids (mg/l)	100 or less	50 or less
Total phosphorus (mg/l)	0.5 or less	0.3 or less
Total ammonia nitrogen (mg/l)	5 or less	3 or less
5-Day biochemical oxygen demand (mg/l)	50 or less	30 or less
Dissolved oxygen (mg/l)	4 or more	5 or more

Un des modèles les plus avancés de gestion environnementale entre la crevetticulture et la mangrove est celui de l'Australie. En Australie, les mangroves bénéficient d'un statut de protection strict (PRESTON et al., non daté) et les éleveurs, à travers l'Association des Crevetticulteurs Australiens (APFA) ont rédigé leur propre code de pratiques d'élevage disponible librement sur Internet : Environmental Code of Practice for Australian Prawn Farmers (DONAVAN, 2001).

IV- Discussion, faisabilité

En Nouvelle-Calédonie le principal problème pour traiter les effluents et le volume très important d'eau rejeté. Un bassin moyen de 8,1 ha, avec un taux de renouvellement de 30% de l'eau par jour rejette 25000 m³ d'eau. Pour comparaison, selon un employé de la station d'épuration de Nouméa, cette dernière traite 10000 à 20000 m³ quotidiennement. Bien entendu, la composition de l'eau n'est pas la même puisque les effluents crevettiers sont peu concentrés par rapport à des déchets urbains ou industriels. Il paraît impossible à l'heure actuelle d'utiliser des moyens mécaniques de traitement des effluents de la crevetticulture.

Jackson et al. (2003) expliquent que les bassins de sédimentation paraissent la seule stratégie viable pour traiter les effluents. On pourrait effectivement imaginer l'installation de telles structures en Nouvelle-Calédonie, avec une valorisation de ces bassins par polyculture. Cependant le développement durable de l'élevage de crevettes nécessite une approche intégrée ce qui implique une planification appropriée, ainsi qu'une réglementation et des contrôles efficaces par les gouvernements. De plus cela nécessite la réduction du volume d'effluent et des charges d'éléments nutritifs. Les principaux défis à venir sont de continuer à améliorer l'alimentation et d'encore minimiser les apports en les réalisant de manière plus efficace. Il faut encore, réduire l'utilisation de l'eau grâce au recyclage et à la réduction des échanges (DURET, non daté ; JACKSON et al., 2003).

Selon Della Patrona (en prép.) la gestion de la part de l'aération destinée à la crevette ne peut être dissociée de celles du phytoplancton et de l'alimentation pendant l'élevage. Il ne faudrait cependant pas que l'augmentation de l'équipement des bassins par des aérateurs incite les éleveurs à augmenter leur densité car cela entraînerait une intensification des élevages. L'intensification pourrait elle-même entraîner l'accroissement de la quantité d'intrants et donc l'augmentation des concentrations des éléments dans l'eau.

La réglementation pour obliger l'exécution de certaines BMPs n'est certainement pas simple à mettre en place et tous les acteurs doivent être pris en compte. Les pays en développement n'ont pas toujours les moyens financiers de mettre en place un code de bonnes pratiques de l'élevage aquacole. En Asie, il paraît impossible que les gouvernements mettent en places des moyens de régulation et de traitement des effluents à cause du très grand nombre de petites fermes qui fonctionnent souvent avec peu de moyens techniques (BOYD, 2003). C'est pour cette raison qu'il existe des organisations internationales qui peuvent assister ces pays (FAO, non daté). L'Australie, qui est un pays développé, a mis en place des moyens de gestion des effluents et peut imposer à ses éleveurs certaines réglementations. La Nouvelle-Calédonie dépend de la France est pourrait certainement en faire autant, même si son statut est particulier.

L'utilisation de la mangrove en temps que filtre des effluents est une solution qui pourrait se justifier, puisque cet écosystème a des capacités de purification. Cependant la mangrove subit des modifications de sa structure et des phénomènes d'érosions. On peut par ailleurs se demander si l'apparition de zones à *Rhizophora* morts n'est pas liée à la présence de l'élevage.

La crevetticulture calédonienne a pour ambition de s'étendre et de doubler sa production en augmentant le nombre de bassins (LEMMONIER, 2006) donc il est temps de connaître les effets de cette activité sur l'environnement et de commencer à réfléchir à d'éventuelles solutions pour diminuer d'éventuels effets négatifs. Ceci ne pourra se faire sans la prise en compte des éleveurs et c'est dans ce but que nous avons réalisé une enquête sur les perceptions des éleveurs à propos de la mangrove et des effluents. Il a également été possible de discuter de certains aménagements que nous avons décrits précédemment.

SIXIEME PARTIE

CONNAISSANCES ET PERCEPTIONS À PROPOS DE LA MANGROVE ET DES EFFLUENTS DE LA CREVETTICLUTURE PAR LES ELEVEURS DE CREVETTES DE NOUVELLE-CALEDONIE

Réalisée par Clément Rataud et Cyril Marchand

I- Contexte d'application de l'enquête

La crevetticulture en Nouvelle-Calédonie est une activité économique importante et qui bénéficie d'une bonne réputation tant au niveau de la qualité du produit que d'un point de vu environnemental.

Cependant comme cela a été démontré, c'est une activité qui a une influence sur l'environnement et notamment l'écosystème mangrove qui est généralement situé en aval des bassins. L'eau qui est rejetée en grande quantité induit des modifications sur la mangrove qui se font ressentir non seulement sur la végétation (VIRLY, 2005) mais aussi sur la géochimie du sol, comme nous avons pu le présenter dans les premières parties de ce rapport.

Dans certains pays une réflexion a déjà été menée, et des dispositions ont été prises pour réduire l'impact des effluents des bassins de la crevetticulture. En Nouvelle-Calédonie une étude de trois ans va débuter en novembre 2008 dans le but de connaître plus précisément les effets des effluents et de quantifier le rôle de filtre de la mangrove. Cette étude informera scientifiquement les éleveurs de leur influence sur l'environnement et participera ainsi à accroître l'image éco-responsable de la filière crevette en Nouvelle-Calédonie. Elle servira éventuellement de base pour une réflexion sur la nécessité de mettre en place des moyens de traitement des effluents.

En amont du début de cette thèse il est apparu nécessaire d'impliquer chaque éleveur de crevettes de manière à tisser un lien entre éleveurs et scientifiques, et à éviter tout malentendu sur les démarches respectives des uns et des autres. Afin de créer un premier contact avec les éleveurs il a été décidé de concevoir une enquête qui, sous forme d'entretien directif, permet d'avoir une discussion avec chacun d'entre eux.

II- Objectifs et méthodologie de l'enquête

L'enquête, qui a été conçue, a pour objectifs, d'une part, de réunir les connaissances que les éleveurs ont à propos de la mangrove et des effluents de leur élevage. D'autre part, le but est de recueillir la perception des éleveurs à propos de la mangrove et de l'influence de leur activité sur cet écosystème. Finalement, l'enquête a également pour objectif d'aborder avec les éleveurs les préconisations de traitement et de gestion des effluents. Par ailleurs, en introduction, des informations sur leur activité sont collectées ainsi que des informations précieuses sur chacune des 19 fermes néo-calédoniennes. Ce questionnaire a été réalisé et analysé par Clément Rataud lors de son stage de Master.

Il a été choisi de ne pas écrire de question mais plutôt de rédiger des thèmes indiquant le fil directeur de la conversation. Il est en effet plus aisé de s'adapter à l'interlocuteur quand les questions ne sont pas formulées précisément.

Ce guide d'entretien a d'abord été rédigé en fonction des informations recherchées (connaissances, perceptions). Puis elles ont été présentées pour correction à deux sociologues Pierre-Yves Lemeur (IRD de Nouméa) et Frédérique Chlous-Ducharme (Université de Bretagne Occidentale). Après modifications et pour s'assurer de l'adéquation des différents thèmes avec le contexte crevettier de Nouvelle-Calédonie, le guide d'entretien a été présenté à Luc Della Patrona (chercheur à l'Ifremer de Nouvelle-Calédonie) et à Christian Galinié (animateur au Groupement des Fermes Aquacoles (GFA)). Luc Della Patrona de l'Ifremer et Christian Galinié du GFA, ont également été sollicités pour la mise en relation avec les éleveurs.

Afin de recueillir le plus intégralement possible les informations recherchées et de créer le contact avec les éleveurs, il a été choisi de les rencontrer tous, et de manière individuelle. Un premier contact a été réalisé avec chaque éleveur, soit par mail soit par téléphone. La difficulté était de se déplacer pour aller à la rencontre des crevetticulteurs. Il a été envisagé, dès le départ, de réaliser tous les entretiens par téléphone. Cependant cette solution paraissait très limitante étant donné la relation impersonnelle que ce moyen de communication engendre. Il a alors été décidé de tenter d'aller le plus possible sur les fermes et de rencontrer les éleveurs directement.

III- Résultats

L'enquête a été réalisée de mi-juillet à fin-août, période pendant laquelle les fermes sont en intersaison, entre la dernière pêche et le réensemencement. Le fait d'avoir conçu l'entretien avec les personnes de l'Ifremer et du GFA et d'être accompagné par celles-ci sur les fermes, a été d'une importance capitale pour acquérir plus facilement la confiance des éleveurs et donc les informations souhaitées. Il semble que les réponses aient été spontanées et sincères. Il a été possible de se déplacer sur six fermes et de rencontrer un éleveur sur les lieux de l'IRD. Deux autres éleveurs ont été rencontrés brièvement avant un entretien téléphonique. Enfin sept entretiens ont été réalisés par téléphone. Il faut noter que trois d'entre eux ont appelé à l'IRD par eux-mêmes, ce qui dénote peut être une certaine envie de participer. S'entretenir avec les personnes, a permis également de recueillir des informations sur chaque ferme. Les éleveurs rencontrés étaient invités à tracer eux-mêmes sur des

photos aériennes, le circuit de l'eau autour de la ferme : station de pompage et circulation de l'eau en sortie de bassin. Les informations recueillies ont permis de rédiger une fiche pour chaque ferme, elles serviront aux études futures.

Tout d'abord, grâce aux informations collectées sur chaque ferme, nous avons dressé un état des lieux actualisé de la filière crevette en Nouvelle-Calédonie, concernant le nombre de bassins par fermes, le nombre de bassins aérés, le nombre d'éleveurs qui intègrent de l'urée dans les bassins et enfin le type de milieu récepteur et le mode de rejet. Ensuite, les résultats de l'enquête vont être décrits selon les grands thèmes que nous avons définis, à savoir : perception de la mangrove, perception des effluents et perception quant à la nécessité de réfléchir à des solutions de gestion des effluents. La méthode de synthétisation des résultats consiste à mettre en avant les récurrences et les différences entre les réponses des éleveurs. A partir de là des groupes pourront être distingués et nous tenterons de savoir quelles sont les caractéristiques de ces groupes dans la discussion. Grâce à cela nous émettrons certaines hypothèses sur les motivations qui ont créé ces réponses. Certaines réponses ont été déduites en fonction de ce que la personne disait sans forcément poser la question correspondante.

3.1 Données à propos de la filière crevette en Nouvelle-Calédonie

Le tableau ci-dessous (tab. 1) résume des données importantes sur chaque ferme, et nous permet de mieux comprendre le mode de fonctionnement général de la filière crevette néo-calédonienne.

Tab. 1 : Données actualisées de pratiques d'élevage des 19 fermes crevettières de Nouvelle-Calédonie

Fermes	nbr bassins	nbr bassin aéré		introduction d'urée	taux de renouvellement (%)	indice de conversion	densité (post-larves/m ²)
		par confort	par nécessité				
Aigue Marine	8			X	5 à 15	2	20
Aquamer	11				5 à 35	?	18 à 20
Aquamon	5	1		X	10 à 40	?	22
Aquawa	4			X	3 à 25	?	20
April	2			?	?	?	17 à 18
Bassins de Dumbea	6			X	15 à 20	1,8 à 2	20 à 22
Blue Lagoon Farms	21		21	X	?	2,5	30
FAMB	2		2	X	10 à 50	2,1	22 à 24
FAO	2	1		?	?	?	17
Gwenguy	1			X	?	2 à 2,5	20
Kapuidea	5			?	3 à 25	?	18 à 20
Pointe Monot	2		1	X	15 à 25	?	20 à 22
Nessaquacole	5				10 à 30	?	18 à 25
Pénéide de Ouano	8		8	X	?	2,5	30
Seafarm	4			?	5 à 20	?	10 à 15
Sodacal	14				5 à 35	2,25	18 à 20
Styli Bleue	2		2	?	?	?	20 à 28
Tournier	1			X	30	2,47	20
Webuihoone	7		1	X	25 à 30	2,5	20 et 30
Totaux et moyennes	110	2	35	11	10,8 à 29,2	2,3	20 à 22,3

A titre indicatif, le nombre de bassins actuellement en service, en Nouvelle-Calédonie, est de 110. Sur ces 110 bassins 37 sont aérés dont 2 par confort et 35 par nécessité car les densités pratiquées sont plus fortes. Nous pouvons voir que sur les six fermes qui pratiquent l'aération par nécessité, quatre ont tous leurs bassins équipés.

L'élevage de la crevette en Nouvelle-Calédonie est globalement de type semi-intensif intensifié. Ceci se traduit par une densité de 17 à 30 post-larves par mètre carré. La moyenne, très représentative du groupe, est de 20 à 22,3 post-larves par mètre carré. L'élevage semi-intensif se traduit aussi par une faible proportion de bassins équipés d'aérateurs. D'autant plus que 83% des bassins aérés sont situés sur deux fermes gérées par le même éleveur qui pratique un élevage plus intensifié. L'utilisation d'engrais (urée) en début d'élevage et/ou toute l'année pour favoriser le phytoplancton est pratiquée par onze éleveurs sur treize interrogés à ce sujet. Il faut toutefois préciser que la plupart n'en injecte dans les bassins qu'en cas de nécessité ou seulement au début de la saison d'élevage.

Le taux de renouvellement minimum, en début d'élevage est de 10,8% alors qu'au maximum on atteint un renouvellement de 29,2%. La stratégie de renouvellement est variable selon les éleveurs. Certains d'entre eux pratiquent un renouvellement très variable au cours de la saison (quasiment de jour en jour). Certains ont un taux de renouvellement faible même à pleine charge (15%) d'autres au contraire renouvellent 35 à 50% de l'eau par jour au maximum.

Enfin le taux de conversion moyen est de 2,3.

Le tableau ci-dessous (tab. 2) présente le type de milieu récepteur majoritaire des effluents ainsi que les modes de rejet.

Tab. 2 : Type de milieu récepteur et mode de rejet des effluents des 19 fermes crevettières de Nouvelle-Calédonie						
Fermes	type de milieu récepteur des effluents				mode de rejet	
	mangrove	tanne	lagon	rivière	diffus	canaux
Aigue Marine	X				X	
Aquamer	X	X			X	X
Aquamon	X				X	X
Aquawa	X	X		X	X	
April	X	X			X	X
Bassins de Dumbea			X		X	
Blue Lagoon Farms	X				X	
FAMB	X				X	
FAO	X	X			X	X
Gwenguy	X				X	
Kapuidea	X			X	X	
Pointe Monot	X	X			X	
Nessaquacole	X				X	
Pénéide de Ouano	X				X	
Seafarm	X	X				X
Sodacal	X	X			X	
Styli Bleue	X	X			X	X
Tournier	X				X	
Webuihoone			X			X
Totaux	17	8	2	2	17	7

Les effluents sont rejetés dans quatre milieux principaux : la mangrove, le tanne, le lagon et l'embouchure d'une rivière. Il est possible, sur une même ferme que plusieurs types de milieux reçoivent les effluents. La principale information donnée par ce tableau est que dix-sept fermes rejettent l'eau des bassins dans la mangrove et huit dans un tanne. On voit aussi que quatre fermes évacuent les effluents directement soit dans le lagon, soit à l'embouchure d'une rivière.

De plus les effluents sont rejetés majoritairement de manière diffuse dans le milieu récepteur (Photo. 1). Dix-sept fermes rejettent leurs effluents de manière diffuse et parmi celles-ci, seize possèdent de la mangrove en aval des bassins. Nous avons également noté que sept fermes ont tout ou partie de leurs effluents qui sont emmenés via des canaux dans le milieu récepteur.

Le fait que la mangrove soit le principal milieu récepteur des effluents, découle de la construction des fermes néo-calédoniennes sur le tanne donc en arrière de mangrove. De plus comme aucune réglementation n'existe quant aux rejets d'eau, celle-ci est déversée de la manière la plus simple possible, c'est-à-dire de manière diffuse. Lorsque l'eau est rejetée via des canaux, c'est que l'éleveur y a été contraint, soit à cause du colmatage de l'embouchure des bassins, soit pour diriger l'eau sortante vers un endroit plus éloigné de la station de pompage.



Photo. 1 : rejet diffus, dans la mangrove, en sortie de bassin d'une ferme crevettière de Nouvelle-Calédonie.

3.2 Récurrences et différences des réponses

3.2.1 Récurrences et différences à propos des contraintes liées à l'activité

Les contraintes liées à l'activité qui ressortent prioritairement et majoritairement sont les problèmes pathologiques (huit éleveurs) et le manque de post-larves (sept éleveurs). Sur les huit éleveurs ayant répondu que les pathologies sont un problème, trois ont ajouté : « on a appris à vivre avec ». Le manque de post-larve, quant à lui, se fait ressentir depuis deux saisons, ce qui cause des retards d'ensemencement et donc de toute la saison d'élevage.

Des problèmes liés à l'eau entrante ont été révélés par trois éleveurs et cinq fermes. Sur la qualité de l'eau de pompage les avis divergent grandement. En effet, pour un éleveur, l'eau est déjà appauvrie par l'utilisation des palétuviers, ce qui pose des problèmes dans ses bassins. Pour d'autres c'est l'eau du lagon qui est trop oligotrophe et il serait alors préférable de pomper proche d'une mangrove car l'eau serait enrichie. Enfin, un dernier éleveur pompe l'eau à l'embouchure d'une rivière, ce qui provoquerait de très fortes et rapides variations de l'eau entrante ayant des conséquences sur l'élevage, notamment en cas de fortes précipitations. Ces réponses pourraient indiquer que les connaissances des ces éleveurs à propos de l'eau entrante sont peu précises, malgré l'importance que cela a pour leur exploitation.

Ce que nous pouvons remarquer, est que dans quatorze cas sur quinze la contrainte liée au milieu récepteur n'est jamais ressortie à cette étape de l'entretien. Lors de la discussion, il a d'ailleurs été remarqué que les éleveurs en revenaient souvent à l'eau entrante et non aux effluents, ceci

confirme ce que quelques éleveurs ont dit : « on ne s'occupe pas trop de ce qui se passe derrière l'élevage ». Dans un seul cas, un éleveur a parlé en premier lieu du problème d'un produit (le « méta ») déversé dans la mangrove. Uniquement deux éleveurs ont dit par la suite qu'ils seront très intéressés par les résultats des recherches pour savoir ce qu'ils rejettent.

3.2.2 Récurrences et différences à propos des connaissances et perceptions liées à la mangrove et observations de l'évolution de celle-ci

La présente enquête a révélé un manque global de connaissances à propos de la mangrove de la part des éleveurs. En effet, seuls trois éleveurs semblaient avoir de réelles connaissances alors que quatre et huit éleveurs avaient, respectivement, pas ou peu de connaissances sur l'écosystème mangrove. De surcroît, les quelques savoirs des éleveurs ayant « peu de connaissances » étaient très peu précises. Ces éleveurs savaient simplement différencier les « petits palétuviers gris » et « les grands palétuviers verts ». Nous devons ajouter que parmi ces huit éleveurs, l'un d'entre eux s'y intéresse de plus en plus. Les trois éleveurs ayant des connaissances plus poussées ont fait des études en écologie et l'un d'entre eux a débuté une thèse inachevée à propos de la mangrove.

Les éleveurs ont des représentations de la mangrove, relativement proches. Tous ont une représentation très positive de cet écosystème. Ceux qui ont le moins de connaissances sur la mangrove, la voient simplement comme un vivier à crabe et à poissons. Certains voient la mangrove comme un lieu de reproduction des espèces, un lieu d'abri, ou encore de nourricerie. Le rôle fondamental de la mangrove vis-à-vis du lagon et l'équilibre de l'écosystème est aussi ressorti. Deux éleveurs ont encore exprimé le rôle plus global de la mangrove en tant que poumon de la planète et en temps que protection des infrastructures humaines contre les cyclones.

Le rôle de filtre a été exprimé à cette étape de l'entretien par huit éleveurs.

Enfin, trois éleveurs concernés par un problème d'évacuation de l'eau sortante à cause d'un envasement en sortie de bassin ont parlé de cela comme une contrainte causée par la mangrove et la faible pente liée à ces milieux.

Parallèlement à ces représentations positives, la perception des éleveurs à propos de la mangrove est qu'il s'agit d'un milieu important (voire « extraordinaire ») et qu'il faut la protéger. Cette dernière notion a été exprimée par cinq éleveurs dont un n'ayant pas de mangrove à la sortie de sa ferme. Trois autres crevetticulteurs ont aussi dit que la mangrove est présente, qu'elle ne les dérange pas, mais qu'ils n'y prêtent pas attention. Ceci rejoint l'idée que la plupart sont plus intéressés par l'eau de pompage que par l'eau sortante et le milieu récepteur.

Un point important, qui été recherché lors de cette enquête, afin de préparer l'étude qui débutera bientôt sur le devenir des effluents dans la mangrove, était de rassembler des informations sur l'évolution des mangroves situées en aval des élevages. **Le résultat est que sur les dix-sept fermes ayant de la mangrove en aval, l'expansion et la densification de celle-ci, ont été observées sur quinze fermes.** Sur les deux autres, les éleveurs n'étant pas présents depuis longtemps, ils ne possèdent pas assez de recul pour émettre de telles observations. Cinq éleveurs ont également mentionné la forte augmentation de crabes et de poissons en sortie de bassin.

Cette notion d'évolution positive de la mangrove a été réfutée seulement par un seul éleveur qui au contraire a plutôt parlé de dégradations, c'est-à-dire d'observations de *Rhizophora* morts, de disparition puis réapparition de salicornes et de développement d'algues en sortie de bassin. L'observation de *Rhizophora* morts a été également mentionnée par un éleveur (celui situé en amont de la mangrove dont nous avons étudiée les sédiments). Les deux éleveurs qui ont observé des

Rhizophora morts ainsi qu'un troisième, se demandent jusqu'à quant la mangrove pourra s'étendre et si la présence de la ferme ne peut pas provoquer la mort prématurée des palétuviers. Trois autres éleveurs ont aussi fait état de développements périodiques d'algues dans et/ou à la sortie des bassins.

3.2.3 Récurrences et différences à propos des effluents

Les connaissances à propos de la composition des effluents sont également très peu précises. Huit éleveurs n'ont pas de connaissances sur leurs effluents. Les éleveurs (dix l'on mentionné) se basent surtout sur l'analyse phytosanitaire (pH et azote total et nitrites+nitrates) qui est réalisée sur les élevages une fois par an, par la Calédonienne des eaux. Au contraire deux éleveurs disent réaliser leurs propres analyses sur l'eau sortante. Cela leur sert notamment d'indications pour mieux gérer leur élevage.

Quatre éleveurs disent que les effluents sont plus riches, alors que deux, pensent que l'eau sortante est de même composition que l'eau entrante.

Quatre éleveurs sont conscients de l'enrichissement en nitrates de l'eau. Cinq savent qu'il y a un enrichissement en matières en suspension. Enfin, deux autres pensent qu'il y a plus de phytoplancton dans l'eau sortante. Seul un éleveur a mentionné le fait que c'est un apport d'eau important dans la mangrove. Aucun n'a parlé de phosphates.

L'appréciation de la distance à laquelle on peut retrouver trace des effluents, diverge. Selon six éleveurs, on ne retrouve aucune trace des effluents après leur passage dans la mangrove. Selon quatre autres, l'eau ressort après la mangrove. Dans ces cas, il faut préciser que les mangroves en aval de ces fermes sont plus fines. Enfin trois autres éleveurs ne savent pas à quelle distance on retrouve les effluents.

Cette enquête avait également pour but de recueillir la perception des éleveurs vis-à-vis des effluents. Ceci dans le but d'anticiper les réactions qui pourront avoir lieu à propos de l'étude scientifique qui va bientôt commencer. **L'enquête a révélé que quatorze éleveurs sur quinze pensent que les effluents sont bons pour la mangrove.** Trois d'entre eux ont cependant été plus nuancés en disant que les effluents ne sont pas neutres et que si cela ne profite qu'à une seule espèce et entraîne trop de sédimentation ça n'est pas bon. L'un d'entre eux a ajouté : « la crevetticulture en Nouvelle-Calédonie participe au développement durable, cependant son point faible concerne les effluents, il faut donc s'y intéresser. S'ils sont néfastes, on est soucieux de savoir ce qui se passe après notre élevage ».

Afin de savoir ce qui pour eux permet cette expansion de la mangrove, la question quant à la composition des effluents a plus ou moins été réintroduite à ce moment de l'entretien. On se rend alors compte que huit éleveurs contre trois précédemment disent que l'eau est plus riche et que quatre contre deux disent qu'il y a plus de phytoplancton. Deux crevetticulteurs disent qu'il y a plus de matière organique, certains disent qu'il y a plus de matières en suspension de nitrates et d'oxygène. Deux mentionnent le fait que cela crée un fort apport d'eau. Pour un éleveur ce sont les excréments des crevettes qui favorisent la mangrove. Enfin, un éleveur ne savait pas pourquoi la mangrove s'étend en aval des bassins.

L'éleveur qui a mentionné des dégradations de la mangrove a supposé que c'est à cause d'une mauvaise gestion des assecs et aux déversements de « méta ». C'est un produit utilisé pour le conditionnement des crevettes juste après la pêche et qui bien souvent est déversé dans la mangrove.

Un autre éleveur a également mentionné ce problème et pour lui, les excréments des crevettes peuvent aussi être un problème.

3.2.4 Récurrences et différences à propos des moyens de gestion des effluents et perception du rôle de filtre de la mangrove

La question de la gestion des effluents était pour nous importante et cependant elle nous *a priori* parue difficile à traiter avec les éleveurs. Finalement, nous avons pu facilement parler de l'utilité de réfléchir à des moyens de gestion, à des préconisations et la possibilité d'adapter celles-ci en Nouvelle-Calédonie avec la plupart des éleveurs.

Cinq d'entre eux n'ont cependant pas vu l'intérêt de réfléchir à des moyens de gestion des effluents. Quatre autres ont aussi dit qu'il faudrait d'abord prouver que les effluents sont néfastes. Enfin cinq éleveurs ont dit que cela serait utile.

Les préconisations sur lesquelles nous avons discutées sont les suivantes (est indiqué entre parenthèses le nombre d'éleveurs avec lesquels chaque solution a été traitée :

- création d'un bassin de décantation pour traiter la matière en suspension (5 éleveurs)
- création d'un bassin de décantation avec polyculture (1 éleveur)
- réflexion sur la densité (2 éleveurs)
- réflexion sur le renouvellement en eau (3 éleveurs)
- optimisation de la composition de l'aliment (4 éleveurs)
- optimisation de l'apport d'aliment (2 éleveurs)

Cependant il faut ajouter que les cinq éleveurs qui ont parlé des bassins de décantation disent qu'il est impossible de mettre en place de telles structures en Nouvelle-Calédonie sans sacrifier la surface d'exploitation. Trois autres éleveurs ont dit que s'il y a des contraintes en plus sur la crevetticulture, ils seraient obligés d'arrêter leur activité.

Enfin, à la fin de l'entretien, de manière à rassurer l'éleveur quant aux intentions des scientifiques et ainsi à créer la confiance vis-à-vis de ces derniers. La question du rôle de la mangrove en temps que filtre des effluents a été traitée. Respectivement six et trois éleveurs n'avaient pas ou peu de connaissances sur ce rôle. Toutefois **il est ressorti de l'enquête que quatorze éleveurs sont persuadés que les effluents sont filtrés par la mangrove**. Seul deux éleveurs en étaient peu conscients.

3.3 Distinction de groupes et caractéristiques

En Nouvelle-Calédonie, les groupes sociaux sont relativement bien marqués, on distingue les mélanésiens, les natifs du territoire non mélanésiens et les personnes immigrées récemment. Grâce aux deux personnes de l'Ifremer et du GFA, nous avons pu collecter des informations sur chaque éleveur (notamment sur son parcours et sur ses origines). Ces informations sont précieuses pour mieux comprendre ce qui a motivé chaque réponse.

Seul un mélanésien possède une ferme. Dix éleveurs ne sont pas mélanésiens mais sont nés en Nouvelle-Calédonie. Quatre éleveurs sont immigrés. Parmi la deuxième catégorie, quatre propriétaires de fermes crevettières ont des activités supplémentaires (mines, concessions automobiles, propriétés, grande distribution). Parmi cette catégorie, nous savons qu'au moins quatre personnes sont diplômées,

certain ont travaillé à l'Ifremer. Parmi les immigrés, certains ont eu des expériences ailleurs (Madagascar, Afrique, Amérique du Sud, Indonésie) ce qui a pu accroître leurs savoirs.

IV- Discussion

Le sentiment perçu lors de cette enquête est que la plupart des éleveurs ont un intérêt pour ce sujet même si cela ne fait pas partie de leurs préoccupations courantes. Ceci est certainement du au fait que les personnes interrogées travaillent en étroite relation avec l'environnement et qu'ils sont contraints d'y être attentionnés pour que leur élevage fonctionne.

La présente enquête démontre que les éleveurs ont tous une idée très précise de l'influence de leur élevage sur la mangrove. Cependant, si la mangrove est globalement perçue de manière positive, les connaissances acquises par les éleveurs à son propos sont extrêmement faibles. Il y a également un réel manque de connaissance quant à la composition des effluents. Beaucoup se contentent de la seule analyse réalisée une fois par an puisqu'elle est inscrite dans le cahier des charges. Un éleveur a dit « si on ne nous dit rien c'est que ça va ». Ceci reflète certainement ce que la plupart pensent. Ils n'ont pas de raisons supplémentaires de s'intéresser plus à ce sujet. Cependant quand on parle aux éleveurs des causes de l'expansion de la mangrove, ils répondent pour la plupart que c'est lié aux effluents et notamment à la richesse de l'eau rejetée. Ils sont donc conscients que cette eau est plus riche. Pour eux les effluents sont bénéfiques, ils profitent à la mangrove. Ceci viendrait confirmer les observations

qu'a fait Paéz-Osuna (2001) qui indique qu'il est reconnu que les fermes crevettières ne sont pas toujours nocives à l'environnement et qu'elles sont bénéfiques socio-économiquement parlant. Ainsi la perception à propos de l'élevage crevettier est qu'il est nettement moins destructeur vis-à-vis de l'environnement par rapport à d'autres activités économiques comme l'agriculture intensive, l'industrie ou encore le tourisme (PAEZ-OSUNA, 2001). Cette perception, paraît figée. Quelques citations recueillies chez différents éleveurs montrent à quelle point cette persuasion est forte : « le développement de la mangrove est du au fait que l'eau du lagon est pauvre, on crée donc une sorte de symbiose, on nourrit la mangrove », « la vie est venue parce que la ferme est là ».



Photo. 2 : Abondance de poissons et de crabes dans un filet relevé par des pêcheurs locaux dans les canaux en sortie de bassin.

L'expansion forte de la mangrove après la construction des fermes est non seulement perçue par les éleveurs mais également fondée scientifiquement, grâce une étude cartographique publiée en 2005 qui a permis de mesurer l'augmentation de la mangrove (VIRLY, 2005). Par ailleurs les observations d'abondance de poissons en sortie de bassins sont facilement vérifiables visuellement et ceci favorise la pêche, comme l'illustre cette photographie (photo. 2), prise en aval d'une ferme. On y voit des personnes locales, ramenant un filet rempli de poissons et de crabes.

Cette vision de « bénéfique pour l'environnement » va dans le sens de la filière crevettière néo-calédonienne qui possède une réputation « respectueuse de l'environnement », « proche du lagon ».

On peut alors se demander par quel moyen il serait possible de montrer aux éleveurs un aspect complémentaire de leurs effluents et de l'évolution de la mangrove influencée par leur élevage. Comment leur apporter de l'information qui puisse élargir leurs connaissances et leur réflexion ? C'est notamment le but de l'étude scientifique sur le devenir des effluents qui débutera à la fin de l'année 2008. Cette étude aura pour effet de rendre la crevetteculture néo-calédonienne encore plus éco-responsable. Les connaissances scientifiques existeront, et il sera intéressant de voir comment elles seront prises en compte par la filière.

A propos des effluents de la crevetteculture, il est urgent de considérer les outils de la Gestion Intégrée des Zones Côtières (PAEZ-OSUNA, 2001). Dans ce but la prise en compte des acteurs directement concernés est certainement un point clé de la réussite des études où scientifiques et éleveurs sont mis en relation très étroite à propos d'un sujet commun. Le partage de l'information et la mise en place d'une discussion sont nécessaires dans le but d'exister ensemble et ainsi d'engendrer le processus de gestion participative.

Un des intérêts majeurs de l'enquête est justement d'avoir établi le contact entre éleveurs et scientifiques, préalablement au commencement de cette étude qui réunira ces deux parties. La collecte d'informations précieuses à propos de chaque ferme permettra aux scientifiques de mieux adapter leurs recherches et surtout de mieux ajuster d'éventuelles propositions de gestion des effluents. Les connaissances scientifiques qui vont être acquises lors de la prochaine étude pourront être diffusées et viendront développer les connaissances que possèdent déjà les éleveurs. Ainsi, leurs connaissances seront consolidées scientifiquement.

Le fait d'avoir pu discuter des moyens de gestion des effluents est déjà une avancée en ce sens qu'un tel sujet est susceptible de créer des tensions entre éleveurs et scientifiques. Or, **il a été possible de discuter concrètement de différents moyens de gestion avec six éleveurs.** Nous avons remarqué que ceci a été plus facile avec les éleveurs qui ont eu des expériences passées de par le monde. Un d'entre eux avait même réalisé l'ingénierie d'une ferme comprenant un bassin de décantation où il était imaginé de pratiquer l'élevage des holothuries (ce projet à finalement été abandonné). **Malheureusement il est aussi ressorti de ces discussions, qu'il serait difficile de trouver des solutions efficaces applicables en Nouvelle-Calédonie.** La majorité de ceux qui ne voient pas l'intérêt de réfléchir à la mise en place de tels moyens ou qui jugent ceci impossible, sont des éleveurs nés en de Nouvelle-Calédonie qui ont eu peu d'expériences en dehors de l'île. Ces éleveurs ont bien souvent créé leur ferme familiale par leurs propres moyens. Avec trois éleveurs il n'a pas été possible de parler clairement des moyens de gestions, cependant l'un d'entre eux est apparu très curieux, ayant une grande conscience environnementale et ayant envie de connaître l'effet de son élevage sur l'environnement. L'élevage de crevettes en Nouvelle-Calédonie est réalisé dans un contexte très petit. Il est clair que ceci n'a rien à voir avec les élevages asiatiques par exemple. Certains éleveurs disent « ne pas avoir l'impression de polluer ». Ils rajoutent « il ne faut pas tirer de conclusions trop hâtives, il faut relativiser par rapport à d'autres pays qui pratiquent un élevage beaucoup plus intensif ». La filière locale représente un poids socio-économique important mais la conjoncture n'est, d'après les éleveurs, pas très favorable actuellement. On peut donc comprendre que certains éleveurs s'inquiètent du fait que des recherches se fassent sur les rejets de leur élevage. En effet il paraît peu probable que la filière néo-calédonienne survive à des règles trop contraignantes concernant la gestion des effluents. Un des éleveurs a dit que « les solutions se trouveront en interne ». C'est un sentiment que nous avons ressenti lors des entretiens, l'impression est que les éleveurs essaient perpétuellement et parfois individuellement d'améliorer leur technique d'élevage par leur propres moyens, en « essayant ».

Un des points essentiel qui a été montré grâce à cette enquête est que la mangrove est perçue comme un filtre naturel et qu'elle est une garantie pour rejeter de l'eau propre dans le lagon. Globalement et hors de toute distinction de catégorie sociale, nous pouvons en effet remarquer qu'il y a une sorte de persuasion générale à propos de l'efficacité du rôle de filtre de la mangrove vis-à-vis des effluents : « c'est un formidable filtre », « c'est un très bon filtre », « c'est un filtre efficace ». Nous pourrions émettre l'hypothèse que cette très forte persuasion malgré les très faibles connaissances quant à ce rôle, vient rassurer les éleveurs. L'idée a rapidement été répandue d'autant plus qu'elle provient de scientifiques. Ainsi les éleveurs sont persuadés que la mangrove est la meilleure solution pour traiter les effluents. Par conséquent, cela implique qu'il n'y a aucune raison de chercher d'autres solutions, contraignantes de surcroît, pour palier à ce problème. Cependant toutes les observations faites montrent qu'il y a un effet environnemental, il doit donc être étudié. Les recherches et les réflexions à propos de solutions de gestion des effluents paraissent donc justifiées (c'est ce qu'à exprimé un éleveur pourtant inquiet).

A la fin de la conversation pour donner une suite et voir la réaction des éleveurs, il leur été dit « nous ferons certainement à nouveau appel à vous ». Souvent, ceci était bien accueilli : « il n'y a pas de problème » ou dans un cas « merci pour vos recherches, ont en a bien besoins ». Il serait important qu'il y ait un retour des résultats de l'étude sur le devenir des effluents vers les éleveurs de manière à ce qu'il y ait un échange et qu'ils ne se sentent pas lésés. Ceci pourra favoriser d'éventuelles études à venir.

SYNTHESE ET PERSPECTIVES

En Nouvelle-Calédonie, la particularité des fermes d'élevage de crevettes est leur implantation en arrière de la mangrove, et de fait elles rejettent dans cette dernière des effluents riches en particules et nutriments. Des études récentes ont montré l'existence de modifications de la structure de la végétation des mangroves sous influence de ces rejets. Dans le cadre de ce programme financé par le Ministère de l'Outre-Mer, nous avons abordé différents thèmes : i) la structuration de l'écosystème, ii) le fonctionnement biogéochimique du substrat, iii) la distribution de la méiofaune, iv) les possibilités d'aménagement, v) la perception des éleveurs vis-à-vis de la mangrove et des effluents.

En ce qui concerne le bilan des processus géochimiques, nous avons pu mettre en avant différentes dynamiques des composés azotés au sein des sédiments en relation avec le type de végétation. L'ammonium et l'azote organique seraient plutôt accumulés dans les sédiments des zones à *Rhizophora* et à *Rhizophora* morts, qui sont des zones riches en matière organique et plutôt anoxiques. Dans la zone à *Avicennia* et dans le tanne, ce sont les nitrites et nitrates qui sont majoritairement présents grâce aux conditions plus oxydantes créées du fait respectivement du système racinaire et de la diffusion d'oxygène depuis l'atmosphère, ainsi que du fait de la moindre présence de matière organique dans ces deux zones.

A partir de ces hypothèses nous avons tenté d'évaluer le rôle de filtre de la mangrove vis-à-vis des effluents. Nous avons perçu des différences quant au potentiel de nitrification et de dénitrification des différentes zones de mangrove. Ainsi, le potentiel de dénitrification serait plus fort dans les zones à *Rhizophora*, alors que le potentiel de nitrification serait majoritaire dans la zone à *Avicennia*. Dans la zone à *Rhizophora*, on peut imaginer qu'étant donné que les sédiments sont sub-oxiques et que la matière organique est présente en masse, le facteur limitant de la dénitrification est le nitrate lui-même. Donc s'il y a des apports par les effluents, une partie de ces nitrates pourrait être traitée. Dans la zone à *Avicennia*, c'est au contraire l'ammonium qui peut être limitant pour la nitrification, là encore, l'enrichissement par les effluents pourrait provoquer un accroissement du processus de nitrification.

Nous avons également pu émettre des hypothèses à propos des causes de la modification de la structure de la végétation de mangrove en aval d'un élevage. Nos résultats montrent des modifications de la composition de l'eau évacuée des bassins d'élevage de crevettes par rapport à l'eau entrante. Nous avons mesuré un enrichissement en nitrites+nitrates et en azote organique. La densification des *Avicennia* et l'avancée des *Rhizophora* seraient en effet dues aux apports en nutriments, ainsi qu'aux grands volumes d'eau apportés en continu par les effluents en arrière de mangrove par la ferme crevette. Les volumes d'eau importants injectés dans la mangrove entraînent une dilution de la salinité du substrat et une augmentation de la fréquence d'immersion favorable à la croissance, et à la colonisation de l'arrière mangrove par les *Rhizophora*. Comme nous l'avons vu précédemment, ces zones de mangroves auraient des rôles différents mais complémentaires dans les processus de nitrification et de dénitrification. Le couplage entre ces zones de végétation est donc nécessaire à l'efficacité du rôle de filtre de la mangrove. On peut donc se demander si les actuelles modifications de la structure de la mangrove ne risquent pas de minimiser ce rôle nécessaire. N'existe-t-il pas, dès lors, une limite au rôle purificateur de la mangrove ? Par ailleurs, nous avons pu observer que les quantités d'eau rejetée dans la zone à *Avicennia* induisent parfois une stagnation de ces eaux. La stagnation de ces eaux entraîne, d'une part, l'anoxie du substrat, comme nous avons pu l'observer par les mesures redox et la densité de pneumatophores, et d'autre part, le développement d'algues à la surface du sédiment, qui peuvent former des tapis denses et recouvrir les pneumatophores. Ces impacts sur la zone ne sont pas irréversibles, puisque lors de l'échantillonnage de l'année suivante, les quantités d'effluent dans la zone étaient moindres, le sédiment de surface sous *Avicennia* possédait à nouveau des conditions oxiques, et les algues avaient disparu. Nous pouvons en conclure qu'une période d'arrêt des rejets dans la zone est bénéfique à la mangrove et à son fonctionnement biogéochimique. Quant à la dynamique des métaux lourds, cette dernière est fonction du type de palétuvier, de la quantité d'eau apporté, des saisons, et des teneurs en MO. C'est lors des conditions suboxiques que les métaux sont libérés des phases porteuses et se retrouvent sous forme dissoute, plus facilement assimilable par les palétuviers. Il s'agit là d'une dynamique qui n'est pas en relation directe avec le rejet des effluents.

Comme certains éleveurs y ont fait allusion, l'impact environnemental des fermes néo-calédoniennes est minime par rapport à celui causé, par exemple, par les élevages asiatiques. Cependant, des effets sur les mangroves existent, on doit donc en tenir compte et les évaluer. La nécessité de mener une réflexion sur les moyens de gestion des effluents de la crevette est alors justifiée.

Afin de mener la réflexion le plus concrètement possible, à propos des moyens de gestion des effluents en Nouvelle-Calédonie, la prise en compte des connaissances et des perceptions des crevetteculteurs eux-mêmes est devenue nécessaire. Nous avons donc réalisé une enquête qui a été soumise à tous les éleveurs. Elle visait tout d'abord à recueillir leurs connaissances et perceptions à propos de la mangrove et des effluents. Les deux principaux enseignements mis en avant grâce à cette enquête sont le fait que les éleveurs ont une vision très positive de la mangrove et le fait qu'ils jugent

les effluents bénéfiques pour l'écosystème. Enfin les éleveurs sont convaincus que la mangrove est un filtre efficace vis-à-vis des effluents.

Il a été possible d'évoquer avec certains éleveurs des moyens de gestion existant pour diminuer l'effet des effluents. Nous avons établi une liste non exhaustive des normes, et des moyens de gestion y répondant, existant au niveau international. La liste des BMPs (Best Management Practises), reprenant certaines pratiques du code des pratiques aquacoles de la FAO (1995), paraît intéressante en ce sens qu'elle permet de prévenir les impacts environnementaux tout en assurant une production économiquement viable.

La technique la plus discutée avec les éleveurs est la création d'un bassin de décantation avec éventuellement la mise en place d'un système de polyculture. Cependant il est aussi ressorti du discours général, l'impossibilité de mettre en place de telles structures en aval des bassins d'élevage de Nouvelle-Calédonie. Il est vrai que l'implantation des fermes actuelles, en arrière de mangrove ne laisse aucun terrain libre en aval de l'élevage pour construire un bassin de décantation. Cependant ne pourrait-on pas, lors de la conception des futures fermes, concevoir l'intégration d'un bassin de décantation en aval du système d'élevage ?

Outre ce moyen de traitement des effluents, des pratiques d'élevage plus efficaces, visant à diminuer l'effet des effluents, ont été décrites parfois très précisément par les éleveurs. La réduction des densités d'animaux dans les bassins ne paraît pas viable économiquement étant donné que le coût de revient des crevettes néo-calédoniennes est déjà élevé, selon les crevetticulteurs. Cependant il est aussi ressorti que la majorité des éleveurs n'envisagent pas d'intensifier leur élevage. Il y a deux raisons principales à cela : la première raison est que l'image « proche de l'environnement » de la crevette néo-calédonienne en pâtirait, et la seconde raison est que l'intensification engendrerait certainement la métamorphose complète de la technique d'élevage mise en place localement.

La réflexion quant au taux de renouvellement d'eau à appliquer dans les bassins est complexe. Diminuer ou augmenter le taux de renouvellement des bassins est bénéfique ou non à la gestion de certains composants des effluents. La concentration d'azote minéral et notamment d'ammonium est diminuée par un plus fort taux de renouvellement qui assure une meilleure oxygénation de l'eau. Les matières en suspension seraient aussi moins concentrées dans un plus grand volume d'eau. A l'inverse, il y a plus d'azote total, particulaire et organique dans l'eau sortante quand le renouvellement est plus fort (LEMMONIER, 2006). Par ailleurs, les forts taux de renouvellement engendrent des débits d'eau plus importants dans la mangrove et donc d'éventuels phénomènes d'érosion à la sortie des bassins. Nous avons également vu que les grands volumes d'eau apportés influent sur la distribution des palétuviers. Les discussions avec les éleveurs ont révélé la complexité du choix de pratiquer tel ou tel taux de renouvellement. Une meilleure connaissance du devenir des effluents au sein de la mangrove doit être acquise, il sera ensuite peut-être possible de conseiller un taux de renouvellement mieux adapté en prenant en compte chaque paramètre.

Concernant la quantité d'aliment, il est évident que les éleveurs n'ont aucun intérêt à en mettre trop puisque selon l'un d'entre eux, cela représente 30% des dépenses liées à l'élevage. Il existe cependant des moyens de suivis de l'alimentation précis qui pourraient être mis en place. L'augmentation de la densité de mangeoires témoins pourrait accentuer l'appréciation de la quantité de nourriture à apporter durant l'élevage, de manière à diminuer encore le taux de conversion et ainsi l'apport de nutriments dans l'eau.

Si d'éventuelles mesures réglementaires sont prises, il faudra prendre en compte les perceptions des crevetticulteurs locaux. Malgré le fait qu'ils considèrent la mangrove comme un milieu important et à préserver, ils risquent de ne pas voir l'intérêt de cette réglementation si des explications complémentaires ne leur sont pas fournies.

Certaines zones du lagon de Nouvelle-Calédonie viennent d'être classées au Patrimoine Mondial de l'Humanité par l'UNESCO (en juillet 2008). En Australie, ce même classement vaut pour la Grande Barrière de corail ; c'est une des raisons qui a poussé les autorités australiennes à prendre des mesures drastiques pour contrôler et gérer les effluents de la crevetticulture (JACKSON, 2003). Comme il est ressorti de l'enquête, un éleveur néo-calédonien estime que la non gestion des effluents est le point négatif de la filière crevette en Nouvelle-Calédonie. L'enquête a également révélé le fait que bien souvent les solutions d'amélioration de l'élevage se trouvent en interne, c'est-à-dire au sein de la profession elle-même. Shrimp News International rajoute que quand un éleveur de crevettes observe qu'un autre éleveur a trouvé une nouvelle pratique plus efficace, celle-ci se répand rapidement de ferme en ferme. Cependant il serait peut-être bon que des conseils extérieurs venant de la recherche scientifique puissent être intégrés. Cette filière bénéficie encore d'une image éco-responsable et respectueuse de l'environnement. Un éleveur a exprimé le fait que « la mangrove et la crevetticulture peuvent très bien vivre ensemble ». Cependant la question des effluents doit être abordée et étudiée de manière à ce que l'image positive de la filière perdure et que le bon état structurel et fonctionnel de la mangrove en Nouvelle-Calédonie soit préservé.

Cette étude fût une étape dans la compréhension des relations entre crevetticulture et mangrove en Nouvelle-Calédonie, nous avons émis des hypothèses quant au rôle de filtre de la mangrove, aux impacts des rejets, et aux possibilités de gestion. Malheureusement, la quantité, non négligeable de données acquises, reste insuffisante. Nous avons donc déposé un projet au programme ZoNéCo afin de poursuivre cette étude. Ce projet vient de recevoir un financement pour une durée de trois ans et débutera en Novembre 2008. Il permettra d'acquérir des connaissances complémentaires sur le devenir des effluents dans la mangrove, et donc de proposer des solutions de gestion les plus adaptées.

- *Références bibliographiques* -

- Albertelli, G., Covazzi-Harriague, A.; Danovaro, R.; Fabiano, M.; Frascchetti, S., Pusceddu, A., 1999. Differential responses of bacteria, meiofauna and macrofauna in a shelf area (Ligurian Sea, NW Mediterranean): role of food availability. *J. Sea Res.* Vol. 42, no. 1, 11-26.
- Alongi, D.M., 1987a. Inter-estuary variation and intertidal zonation of freeliving nematode communities in tropical mangrove systems. *Marine Ecology Progress Series* 40, 103-114.
- Alongi, D.M., 1987b. Intertidal zonation and seasonality of meiobenthos in tropical mangrove estuaries. *Marine Biology* 95, 447-458.
- Alongi, D.M., 1987c. The influence of mangrove-derived tannins on intertidal meiobenthos in tropical estuaries. *Oecologia* 71, 537-540.
- Alongi, D.M., 1998. Coastal ecosystem processes. CRC Press, boca Raton, FLA.
- Alongi, D.M., Wattayakorn, G., Boyle, S., Tirendi, F., PAYN C. and Dixon, P., 2004. Influence of roots and climate on mineral and trace element storage and flux in tropical mangrove soils. *Biogeochemistry* 69: 105-123.
- Ansari, Z.A., Sreepada, R.A., Matondkar, S.G.P., Parulekar, A.H., 1993. Meiofauna stratification in relation to microbial food in a tropical mangrove mudflat. *Tropical Ecology* 34, 63-75.
- Aquadev, 2000. Inventaire des sites aquacoles. Edition Aquadev Nouvelle-Calédonie. Comité de pilotage : Adecad, Direction des ressources naturelles de la Province Sud, Direction des ressources naturelles de la Province Nord. Sonifor, Ifremer, GFA.
- Arlt.,G., 1973. Zur produktionsbiologischen bedeutung der meiofauna in Kustengewassern. *Wiss.Z.Univ.Rostock* 22, 1141-1145.
- Armenteros, M., Martin, I., Williams, J.P., Creagh, B., Gonzalez-Sanson, G., Capetillo, N., 2006. Spatial and temporal variations of meiofaunal communities from the western sector of the Gulf of Batabano, Cuba. I. Mangrove system. *Estuaries and Coasts* 29, 124-132.
- Atila, N., Fleeger, J.W., 2000. Meiofaunal colonization of artificial substrates in an estuarine embayment. *Marine Ecology* . Vol. 21, no. 1, 69-83.
- Atila, N.; Wetzel, M.A.; Fleeger, J.W., 2003. Abundance and colonization potential of artificial hard substrate-associated meiofauna. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* Vol. 287, no. 2, 273-287.
- Baltzer, F. 1969. Les formations végétales associés au delta de la Dumbea (Nouvelles Calédonies) et leurs indications écologiques, géomorphologiques et sédimentologiques mises en évidence par la cartographie. *Cah. O.R.S.T.O.M.*, ser. Géol., I, I, 59-84.
- Bandaranayke, W.M. 1998. Traditional uses of mangroves. *Mangroves and Salt Marshes* 2, 133-148.
- BIO-AQUA TECHNOLOGIES. Bio-Aqua : Système de traitement et de recirculation des EAUX d'élevage en aquaculture. www.groupesm.com
- Blancheton J.P., Dosdat A., Deslous Paoli J.M., non daté. Minimisation des rejets biologiques issus d'élevages de poissons. *Aquaculture et environnement*. 12 p.

Boucher, G., 2004. Meiobenthos et indicateurs de la qualité des écosystèmes. Quel intérêt pour l'aquaculture des crevettes. Actes du colloque N°38 IFREMER.. Styli 2003. Trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie, 167-172.

Bourque, P.A., 1997 : http://www.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/intro.pt/planete_terre.html

Boyd C., 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*. N° 226. pp 101-112.

Boyer J., 2006. Shifting N and P limitation along a north-south gradient of mangrove estuaries in South Florida. *Hydrobiologia* 569: 167-177.

Brown J., Glenn E., Fitzsimmons K. et Smith S., 1999. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. *Aquaculture*. N° 175. pp 255-168.

Bui, T.L., Debenay, J.P., 2005. Foraminifera, environmental bioindicators in the highly impacted environments of the Mekong delta. *Hydrobiologia*, 548, 75-83.

Burford M., Thompson P., McIntosh R., Bauman R., Pearson D., 2003. Nutrient and microbial dynamics in high-intensity, zero-exchange shrimp ponds in Belize. *Aquaculture*. N° 219. pp 393-411.

Burgess, R., 2001. An improved protocol for separating meiofauna from sediments using colloidal silica sols. *Marine Ecology Progress Series*. Vol. 214, 161-165.

Chapelle, F.H., 1992. *Ground-Water Microbiology & Geochemistry*. USA, 424 p.

Chapman, M.G., Tolhurst, T.J., 2007. Relationships between benthic macrofauna and biogeochemical properties of sediments at different spatial scales and among different habitats in mangrove forests. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 343, 96-109.

Cheuvreuse, non date. lyc-chevreuse-gif.ac-versailles.fr/site/STS/ressources/MICRO/N.ppt

Chinnadurai, G., Fernando, O., 2003. Meiofauna of Pitchavaram mangroves along southeast coast of India. *J. mar. Biol. Ass. India*, 45(2): 158-165.

Chinnadurai, G., Jegaletchmi Fernando, O., 2006. Meiobenthos of Cochin mangroves (Southwest coast of India) with emphasis on free living marine nematode assemblages. *Russian Journal of Nematology*, 14(2°) : 127-137.

Chinnadurai, G., Jegaletchmi Fernando, O., 2007. Meiofauna of mangroves of the southeast coast of India with special reference to the free-living marine nematode assemblage. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72, 329-336

Chiu, C.Y., Lee, S.C., Chen, T.H. and Tian G., 2004. Denitrification associated N loss in mangrove soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 69: 185-189.

Citron G. and Y. Schaeffer-Novelli, 1984. Methods for studying mangrove structure. In : Snedacker S.C. and J.G. Snedacker (Eds), *the mangrove ecosystem : research methods*. UNESCO, Paris : 91-113

Clavier et al. (2007). Diel variation of benthic respiration in a coral reef sediment (Reunion Island, Indian Ocean). *Estuarine coastal and shelf science*. 9 p.

Clough B.F., Ong J.E. and W.K. Gong, 1997. Estimating leaf area index and photosynthetic production in canopies of the mangrove *Rhizophora apiculata*. *Marine Ecology Progress Series*, vol. 159 : 285-292.

Coull, B., Chandler, T., 1992. Pollution and meiofauna: field, laboratory, and mesocosm studies. *Oceanogr. Mar. Biol. Annu. Rev.*, 30, 191-271.

Coull.,B.C., 1999. Role of meiofauna in estuarine soft bottom habitats. Australian journal of ecology 24, 327-343.

Danovaro, R., Tselepidis,A.,Otegui,A., Della Croce, N.D., 2000. Dynamics of meiofaunal assemblages on the continental shelf and deep sea sediments of the cretan sea (NE mediteranean): relation ships with seasonal changes in food supply.Progress in oceanography 46,367-400.

Day, J., Conner, W., Ley-Lou, F., Day, R., Machado, A. 1987. The productivity and composition of mangrove forests, Laguna de Terminos, Mexico. Aquatic Botany 27, 267-284.

Debenay,J.P., Guiral,D., Parra,M., 2002. Ecological factors acting on the microfauna in mangrove swamps. The case of foraminiferal assemblages in French Guiana. Estuarine, coastal and shelf science 55,509-533.

Debenay.,J.P., Luan.,B.T., 2006. Les peuplements de foraminifères et l'index de confinement: des outils pour évaluer l'instrusion saline et l'impact humain dans le delta du Mékong. Revue de micropaléontologie 49, 74-85.

Della Patrona, L., Brun,P., en préparation. Elevage de la crevette de mer *Litopenaeus stylirostris* en Nouvelle-Calédonie. Etat des connaissances à la Station Aquacole de Saint Vincent. 359 p.

Della Patrona, L., Brun,P., Herbland,A., Boucher,G., (soumis à Aquaculture) . Preliminary results of meiofauna communities responses to seasonal regimes and effects of physical disturbance and predation by blue shrimp *Litopenaeus stylirostris* in earthen pond culture.

Della Patrona,L., Chim,L., Capo,S., Lemaire,P., Brun,P., Martin,J.L., 2004. Stimulation de la chaîne trophique naturelle dans les bassins d'élevage de *L.stylirostris* : influence sur les performances zootechniques. Actes colloq. Styli 2003. trente ans de crevetticulture en Nouvelle-Calédonie. Nouméa-Koné,2-6 juin 2003, 173-179.

Desans., 2006. Défi santé stylirostris 2002-2006. Rapport final DESANS. Centre du Pacifique Département aquaculture en Calédonie.199p.

Donovan, 2001.Environmental Code of Practice for Australian Prawn Farmers. 40 p. info@apfa.com.au .

Duke, N., 2006. Australia's Mangroves. University of Queensland. 199 p. ISBN : 0646461966

Duret, J., non daté. Relations entre aquaculture et environnement, Cas de la France. Cemagref Bordeaux. 10 p.

Dye, A.H., 1978. An ecophysiological study of the meiofauna on the Swartkops estuary I. The sampling sites: physical and chemical features. Zool.Afr.13, 1-18.

Dye, A.H., 1983a. Composition and seasonal fluctuation of meiofauna in a Southern African mangrove estuary. Marine Biology 73, 165-170.

Dye, A.H., 1983b. Vertical and horizontal distribution of meiofauna in mangrove sediments in Transkei, Southern Africa. Estuarine, Coastal and Shelf Science 16, 591-598.

Dye, A.H., Furstenberg.,J.P., 1981. Estuarine meiofauna. In: estuarine ecology: with particular reference to southern Africa: 179-186. Ed.J.H.Day. cape Town:A.A.Balkema.

Engle C., Leung, P., 2006. Shrimp Culture, economics, market, & trade. Worl Aquaculture Society. Blackwell Publishing. 335 p.

English S., Wilkinson C. and V. Baker, 1997. Survey manual for tropical marine resources. 2nd edition. Australie, Australian Institute of Marine Science : 390 p.

-
- FAO, 1995. Code of conduct for responsible fisheries. Rome. 49 pages
- FAO, 2007. The world's mangroves, 1980- 2005. FAO Forestry Paper n° 153, Rome. 89 p.
- Fayard, J.B., 2005. La Nouvelle-Calédonie aujourd'hui. 25 p.
- Feller, R.J., Warwick, R.M., 1988. Energetics. In: Higgins RP, Thiel H (eds). Introduction to the study of meiofauna. Smithsonian Institution Press, Washington,DC,181-196.
- Feller I. C., Whigham, D. F., McKee, K. L., Lovelock, C. E. (2003) Nitrogen limitation of growth and nutrient dynamics in a disturbed mangrove forest, Indian River Lagoon, Florida. *Oecologia* N°134, pp 405–414
- Fromard F., Puig H Mougou E., Marty G., Betoulle J.L. and L. Cadamuro. Structure, above-ground biomass and dynamics of mangrove ecosystems : new data from French Guiana. *Oecologia* 115 : 39-53.
- Gaudin, C., 2006. Cadre juridique international et national de protection des mangroves. FAO, Rome. 94 pages.
- Gautier, D., Amador, J., Newmark, F., 2001. The use of mangrove wetland as a biofilter to treat shrimp pond effluents: preliminary results of an experiment on the Caribbean coast of Colombia. *Aquaculture research*, 32, 787-799.
- Gee, M.J., Somerfield, P.J., 1997. Do mangrove diversity and leaf litter decay promote meiofaunal diversity?. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 218, 13-33.
- Georgel C. www.audreco.com/aquario/index.php?article=aquariophilie_cycle_azote
- Giere, O., 1993. Meiobenthology. The microscopic fauna in Aquatic Sediments. Springer-Verlag. 329p.
- Goldin, Q., Mishra, V., Ullal, V., Athalye, R.P., Gokhale, K.S., 1996. Meiobenthos of mangrove mudflats from shallow region of Thane cree, central west coast of India. *Indian journal of marine sciences* 25: 137-141.
- Gomez Noguera, SE.; Hendrickx, ME., 1997. Distribution and abundance of meiofauna in a subtropical coastal lagoon in the south-eastern Gulf of California, Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 34, no. 7, 582-587.
- Gradinger, R., Friedrich, C., Spindler, M., 1999. Abundance, biomass and composition of the sea ice biota of the Greenland Sea pack ice. *Deep-Sea Res Part II Top stud Oceanogr* 46, 1457-1472.
- Grall, J.; Chauvaud, L., 2002. Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology* Vol. 8, no. 9, 813-830.
- Guo, Y., Della Patrona, L., Reznik-Orignac, J., Boucher, G., 2005. La méiofaune des bassins à crevettes *Litopenaeus stylirostris* du syndrome d'hiver en Nouvelle-Calédonie.. Rapport de contrat universitaire Ifremer/CNRS N°2004 7 7523400. 20p
- Gwyther, J., 2003. Meiofauna in phytal based and sedimentary habitats. *Proceedings of the royal society of Victoria* 112(2): 137-151.
- Gwyther, J., 2003. Nematode assemblages from *Avicennia marina* leaf litter in a temperate mangrove forest in south-eastern Australia. *Marine Biology* (2003) 142, 289–297.
- Gwyther, J., Fairweather, P.G., 2002. Colonisation by epibionts and meiofauna of real and mimic pneumatophores in a cool temperate mangrove habitat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* Vol. 229, 137-149.
- Heip, C., Vincx, L., Vranken, G., 1985. The ecology of marine nematodes. *Oceanography and marine biology: an annual review* 23, 399-489.
- Hicks, G.R.F., Coull, B.C., 1983. The ecology of marine meiobenthic harpacticoid copepods. *Oceanogr. ar. Biol. ann. Rev.* 1983 M. Barnes Ed. Aberdeen University Press. 21, 67-175.

Higgins, R.P., Thiel, H., 1988. Introduction to the study of Meiofauna. Published by the Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. London. 488p. Published by the Smithsonian Institution Press. Washington, D.C. London. 488p.

Hodda, M., Nicholas, W.L., 1985. Meiofauna associated with mangroves in the Hunter river estuary and Fullerton cove, South-Eastern Australia. *Australian Journal of Marine and Freshwater Research* 36, 41-50.

Holguin G., Vasquez P., Bashan Y., 2001. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Biol Fertil Soils*. N° 33, pp 265–278.

http://www.ggl.ulaval.ca/personnel/bourque/intro.pt/planete_terre.html

Huc, A. Y. 1980. Origin and formation of organic matter in recent sediments and its relation to kerogen. In B. Durand (Ed.) *Kérogène : Matière organique insoluble des roches sédimentaires*, 446-474.

IRRIGARONE ENVIRONNEMENT. Traitement des effluents agro-alimentaires et industriels. www.irrigarone.fr.

ISEE, 2006 : Institut de la Statistique et des Etudes Economiques de Nouvelle-Calédonie. <http://www.isee.nc/>

ITAB, 2002 : Activités biologiques et fertilité des sols. Intérêts et limites des méthodes analytiques disponibles. 27 pages.

Jackson C., Preston N., Burford M., Thompson P., 2003. Managing the development of sustainable shrimp farming in Australia: the role of sedimentation ponds in treatment of farm discharge water. *Aquaculture*; N° 226. pp 23-34.

Jackson C., Preston N., Burford M., Thompson P., 2003. Managing the development of sustainable shrimp farming in Australia: the role of sedimentation ponds in treatment of farm discharge water. *Aquaculture*. N° 226. pp 23-34.

Jensen, P., 1984. Measuring carbon content in nematodes. *Helgol Meeresunters*, 38:83-86.

Jones, A.B., Dennison, W.C., et Preston, N.P., 2001. Integrated treatment of shrimp effluent by sedimentation, oyster filtration and macroalgal absorption: a laboratory scale study. *Aquaculture*. N° 193. pp 155-178.

Kangas P., 2002. Mangrove forest structure on the Sittou river, Belize. Natural Resources Management Program, University of Maryland : 7 p.

Kennedy, A.D., Jacoby, C.A., 1999. Biological indicators of marine environmental health: meiofauna - a neglected component? *Environmental monitoring and assessment* 54, 47-68.

Kingston, P.F., Riddle, M.J., 1989. Cost effectiveness of benthic faunal monitoring. *Marine pollution bulletin* 20, 490-496.

Kondalarao, B., Ramanamurty, K.V., 1988. Ecology of intertidal meiofauna of the Kakinada Bay (Gautami Godavari estuarine system), East coast of India. *Indian Journal of Marine Science* 17, 40-47.

Kristensen, E., Surawadi, P., 2002. Carbon, nitrogen and phosphorus dynamics in creek water of a southeast Asian mangrove forest. *Hydrobiologia*. N°447. pp 197-211.

Lalana-Rueda, R., Gosselck, F., 1986. Investigations of the benthos of mangrove coastal lagoons in Southern Cuba. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 71, 779-794.

Lara, R. J. and Dittmar, T., 1999. Nutrient dynamics in a mangrove creek (North Brazil) during the dry season. *Mangroves and Salt Marshes* 3, pp. 185–195.

Lee Y. et Joye B. 2006. Seasonal patterns of nitrogen fixation and denitrification in oceanic mangrove habitats. *Marine ecology progress series*. Vol. 307. pp 127-141.

Lee,S.Y., 1995. Mangrove outwelling: a review. *Hydrobiol.*295 (1-3): 203-212.

Lemonnier, H., Faninoz S., 2006. Effect of water exchange on effluent and sediment characteristics and on partial nitrogen budget in semi-intensive shrimp ponds in New-Caledonia. *Aquaculture Research*. N°37. pp 938-948.

Lemonnier, H., Herlin, J., 1999. New-Caledonia: a case of friendly shrimp aquaculture. *World aquaculture* 99 “bridging the gap” 26 april-2 may 1999, Sydney Australia.

Lorenzen K., Struve J, 1997. Impact of farming intensity and water management on nitrogen dynamics in intensive shrimp pond culture: a mathematical model applied to Thai commercial shrimp farms. *Aquaculture Research*. N° 28, pp 493-507.

Marchand , C., Lallier-Vergès, E., Disnar, J.-R., Kéravis, D., 2008. Organic carbon sources and transformations in mangrove sediments: a Rock-Eval pyrolysis approach. *Organic Geochemistry* 39, 408-421.

Marchand C., 2003. Origine et devenir de la matière organique des sédiments de mangrove de Guyane française. Thèse présentée à l’université d’Orléan. 271 p.

Marchand C., Dumas P., Virly S., Buisson D., Duke N., 2008. Typologies et biodiversité des mangroves de Nouvelle-Calédonie. Programme ZoNéCo : 213 p.

Marchand, C., Albéric, P., Lallier-Vergès, E., Baltzer, F. 2006. Distribution and characteristics of dissolved organic matter in mangrove sediments pore waters along the coastline of French Guiana. *Biogeochemistry* 81, 59-75.

Marchand, C., Baltzer, F., Lallier-Vergès, E., Albéric, P., 2004. Pore water chemistry in mangrove sediments: relationship with species composition and developmental stages. (French Guiana) *Marine Geology* 208, 361-381. Top 25 most requested paper *Marine Geology* 2004.

Marchand, C., Lallier-Vergès E. and Baltzer F. 2003. The composition of bulk sedimentary organic matter in relation to the dynamic features of a mangrove-fringed coast in French Guiana. *Estuarine Coastal and Shelf Sciences* 56, 119-130.

Marchand, C., Lallier-Vergès, E., Baltzer, F., Alberic, P, Cossa, D., Baillif, P. 2006. Heavy metals distribution in mangrove sediments (French Guiana). *Marine chemistry* 98, 1-17.

Marius, C., 1989. La mangrove. Orstom. 8 p.

McIntosh D. Titzsimmons K, Aguilar R J, Collins C., 2003. SHRIMP AQUACULTURE & OLIVE PRODUCTION – SUSTAINABLE INTEGRATION University of Arizona, 21 pages

McKee,K.L., 1993. Soil physicochemical patterns and mangrove species distribution-reciprocal effects? *J.Ecol.*81, 477-487.

Menasveta.,P., 1997. Mangrove destruction and shrimp culture systems. *World aquaculture*, dec 1997,36-42.

Mendoza A.B. and D.P. Alura, 2001. Mangrove structure on the Eastern Coast of Samar Island, Philippines. In: D.E. Stott, R.H. Mohtar and G.C. Steinhardt (eds.). 2001. Sustaining the global farm. Selected papers from the 10th international Soil Conservation Organization Meeting held May 24-29, 1999 at Purdue University and the USDA-ARS National Soil Erosion Research Laboratory : 423-425.

-
- Min, W.G., Kim, D.S., Kwon, M.S., 2006. Meiobenthic community structures on the sediment of seagrass bed and mangrove forest in Chuuk lagoon, Micronesia. *Ocean and polar research* .Vol.28(1), 13-24.
- Mirto, S.; Danovaro, R., 2004. Meiofaunal colonisation on artificial substrates: a tool for biomonitoring the environmental quality on coastal marine systems. *Mar. Pollut. Bull.* Vol. 48, no. 9-10, 919-926.
- Mohammed S.M., and Johnstone, R.W. 2002. Porewater nutrient profiles and nutrient sediment-water exchange in a tropical mangrove waterway, Mapopwe Creek, Chwaka Bay, Zanzibar. *Afr. J. Ecol* 40 : 172-178.
- Nicholas, W.L., Elek, J.A., Stewart, A.C., Marples, T.G., 1991. The nematode fauna of a temperate Australian mangrove mudflat: its population density, diversity and distribution. *Hydrobiologia* 209, 13-27.
- Nozais, C.; Perissinotto, R.; Tita, G., 2005. Seasonal dynamics of meiofauna in a South African Temporarily-open Estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* Vol. 62, no. 1-2, 325-338.
- O'Bryen P., Lee C.S., 2003. Management of aquaculture effluents workshop discussion summary. *Aquaculture*. N° 226. pp 227-242.
- Olafsson, E.; Carlstroem, S.; Ndaró, S.G.M., 2000. Meiobenthos of hypersaline tropical mangrove sediment in relation to spring tide inundation. *Hydrobiologia* Vol. 426, no. 1-3, 57-64.
- Olafsson, E., 1995. Meiobenthos in mangrove areas in eastern Africa with emphasis on assemblage structure of free-living nematodes. *Hydrobiologia* 312, 47-57.
- Ospar, 2004. Quantification et notification des rejets/pertes d'azote et de phosphore provenant des installations d'aquaculture. 13 p.
- Paez-Osuna, F., 2000. The environmental impact of shrimp aquaculture: a global perspective. *Environmental Pollution*. N° 112, pp. 229-231.
- Paez-Osuna, F., 2000. *The Environmental Impact of Shrimp Aquaculture : Causes, Effects, and Mitigating Alternatives*. Mexico, 10 pages.
- Paez-Osuna, F., Hendrickx-Reners, M. E. and Cortés-Altamirano, R., 1994 Efecto de la Calidad del Agua y composición biológica sobre la producción en granjas camarónicas. Reporte Técnico Interno, Proyecto CONACYT 0625-N9110, 445 pp.
- Paez-Osuna, F., Guerrero-Galvan, S. R, and Ruiz-Fernandez, A. C., 1998. The Environmental Impact of Shrimp Aquaculture and the Coastal Pollution in Mexico. *Marine Pollution Bulletin*. Vol. 36, N° 1, p 65-75.
- Paez-Osuna, F., Guerrero-Galvan, S. R, and Ruiz-Fernandez, A. C., 1999. Discharge of Nutrients from Shrimp Farming to Coastal Waters of the Gulf of California. *Marine Pollution Bulletin* Vol. 38, N° 7, pp. 585-592,
- Pagand, 1999. Traitement des effluents piscicoles marins par lagunage à haut rendement algal. Thèse soutenue à l'Université de Montpellier 1.
- Preston et al., non date. The environmental management of shrimp farming in Australia. 11 p.
- Rao, G.C., 1986. Meiofauna of the mangrove sediments in South Andaman. *Journal of Andaman Science Association* 2, 23-32.
- Riemann, F., Ernst, W., Ernst, R., 1990. Acetate uptake from ambient water by the free-living nematode *Adoncholaimus thalassophygas*. *Mar. Biol* 104, 453-457.
- Rivera-Monroy, Nixon Bahamon, Newmark, Twilley, 1999. The Potential Use of Mangrove Forests as Nitrogen Sinks of Shrimp Aquaculture Pond Effluents: The Role of Denitrification. *Journal of the world aquaculture society*. Vol 30, N° 1. 14 p.

-
- Robertson A.I. et Phillips M.J., (1995). Mangroves as filters of shrimp pond effluent : predictions and biogeochemical research needs. *Hydrobiologia*. N° 295. pp 311-321.
- Robertson, A.I., 1988. Decomposition of mangrove leaf litter in tropical Australia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 116, 235-247.
- Rogers, J.N., 1996. *Nutrient Dynamics and Productivity in Mangrove Ecosystems*.
- Rousteau, 2006 : <http://calamar.univ-ag.fr/deugsv/Documents/Cours/BV-Thallophytes.pdf>
- Saenger, 1983. Global status of mangrove ecosystems. *Environmentalist*, v3 Supplément 3 p1-88 1983
- Scholander P.F., Van Dam L., Scholander S.I., 1955. Gas exchange in the roots of mangrove. *Am. J. Bot.* 42, 92– 98.
- Schrivers.,J., van Gansbeke.,D., Vincx.,M. 1995. Macrobenthoc infauna in mangroves and surrounding beaches at gazy bay,kenya.*Hydrobiologia* 306:53-66.
- SHRIMP NEWS INTERNATIONAL : <http://www.shrimpnews.com/SiteMap.html>
- Smith et Briggs, 1998. Nutrient budgets in intensive shrimp ponds : implications for sustainability. *Aquaculture*. N° 164. pp 117-133.
- Somerfield, P.J., Gee, J.M., Aryuthaka, C., 1998. Meiofaunal communities in a Malaysian mangrove forest. *Journal of Marine Biological Association of United Kingdom* 78, 717-732.
- Spalding, M.D., Blasco, F., Field, C.D. (Eds.). 1997. *World Mangrove Atlas*. The international Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan, 178pp.
- Stal, 1995. Physiological ecology of cyanobacteria in microbial mats and other communities. *New Phytol* N° 131. Tansley Review N° 84. pp1-32.
- Sundbäck, K., Graneli, W., 1988. Influence of microphytobenthos on the nutrient flux between sediment and water: a laboratory study. *Marine ecology progress series*. N° 43. pp 63-69.
- Teicher-Coddington, D.R., Rouse, D.B., Potts A., Boys, C.E., 1999. Treatment of harvest discharge from intensive shrimp ponds by settling. *Aquaculture Engineering*. N° 19. pp 147-161.
- Thomas, Y., 2006. Rapport d'activité. Partie I : Modélisation des flux de nutriments azotés et phosphorés en sortie des bassins d'élevage de crevettes *L. stylirostris* en Nouvelle-Calédonie. Partie II: Recherche d'indicateurs des effluents d'élevages de crevettes en Nouvelle-Calédonie. Programme ZoNéCo, Ifremer. 66 pages.
- Tietjen, J.H., Alongi, D.M., 1990. Population growth and effects of nematodes on nutrient regeneration and bacteria associated with mangrove detritus from northeastern Queensland (Australia). *Mar.Ecol.Prog.Ser.* 68, 169-179.
- Tietjen, J.H., Lee, J.J. 1972. Life cycles of marine nematodes. Influence of temperature and salinity on the development of *Monhystera denticulata* Timm. *Oecologia (Berl.)* 10, 167-176.
- Toledo, G. ; Bashan Y. ; Soeldner A. 1995. Cyanobacteria and black mangroves in Northwestern Mexico : colonization, and diurnal and seasonal nitrogen fixation on aerial roots. *Canadian journal of microbiology*, 1995, vol. 41, n°11, pp. 999-1011. National Research Council of Canada, Ottawa.
- Vanhove, S., Vincx, M., Van Gansbeke, D., Gijssels, W., Schram, D., 1992. The meiobenthos of five mangrove vegetation types in Gazi Bay, Kenya. *Hydrobiologia* 247, 99-108.
- Virly S., 2008. Atlas cartographique des mangroves de Nouvelle-Calédonie. Programme ZoNéCo, Sabrina Virly Consultant et la DTSI, janv. 2008 : 207 p.

Virly S., Buisson D., Clough B., Lemonnier H., B. Richer de Forges, 2005. Evaluation des impacts de l'aquaculture de crevettes sur les mangroves de Nouvelle-Calédonie. Programme ZoNéCo, Sabrina Virly Consultant, juin 2005 : 99 p + annexes

Walsh, G. E. 1977. "Exploitation of mangal." In V. J. Chapman (eds.), *Ecosystems of the World*. Vol. 1, *Wet coastal ecosystems*, pp. 347-362. Elsevier Scientific Publishing Company, New York.

Warwick, R.M., Gee.J.M., 1984. Community structure of estuarine meiobenthos. *Mar.Ecol. Prog.Ser* 18,97-111.

Warwick, R.M., Price,R., 1979. Ecological and metabolic studies on free living nematodes from an estuarine mud flat. *Estuar Coast Shelf Sci* 9, 257-271.

Wieser,W., 1960. Benthic studies in Buzzards Bay.II. The meiofauna. *Limnol Oceanogra*.5, 121-137.

Wolanski, E. 1992. Hydrodynamics of mangrove swamps and their coastal waters. *Hydrobiologia* 247, 141-161.

Zhang, Dong, Zhihao, Wang, 2008. Phylogenetic diversity of nitrogen-fixing bacteria in mangrove sediments assessed by PCR–denaturing gradient gel electrophoresis. *Arch Microbiol*. 10 p.